



UNIVERSIDADE DE ÉVORA
ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

**Seleção de habitat pelo noitibó-de-nuca-vermelha (*Caprimulgus ruficollis*)
numa região do Sul de Portugal**

Carlos Alberto Castro Moreira

Orientador: Prof. Doutor João Eduardo Rabaça

Junho de 2012

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

**Seleção de habitat pelo noitibó-de-nuca-vermelha (*Caprimulgus ruficollis*)
numa região do Sul de Portugal**

Carlos Alberto Castro Moreira

Orientador: Prof. Doutor João Eduardo Rabaça

Índice

1- Resumo/Abstract	4
2- Introdução e objetivos	5
2.1- Espécie em estudo	12
2.1.1- Taxonomia	12
2.1.2- Distribuição geográfica	12
2.1.3- Biologia e ecologia	14
2.1.4- Conservação	18
3- Metodologia	21
3.1- Área de estudo	21
3.2- Censos	25
3.3- Variáveis descritivas	29
3.4- Procedimentos analíticos	31
4- Artigo científico	34
5- Resultados	55
6- Considerações finais	56
7- Referências bibliográficas	59
Anexo I	73
Anexo II	74

1- Resumo/Abstract

Seleção de habitat pelo noitibó-de-nuca-vermelha *Caprimulgus ruficollis* numa região do Sul de Portugal

O noitibó-de-nuca-vermelha é uma ave migradora que nidifica no sul de Portugal. Foi estudada a seleção de habitat em multi-escala na época de nidificação de 2009, considerando características ambientais de macro e microhabitat, segundo os objetivos: (1) identificação das características ambientais mais relevantes numa perspetiva multi-escala; (2) importância dos corpos de água (ribeiras e/ou açudes); (3) consequências da perturbação humana; e (4) determinação do papel desempenhado pelas espécies arbustivas dominantes. Foi efetuado um estudo de uso coletivo versus disponibilidade coletiva através de regressão linear múltipla, complementada por testes de ajustamento chi-quadrado 'Goodness-of-fit'. Os resultados mostraram que a perturbação humana e a criação de gado não são determinantes e que matagais abertos, ribeiras com vegetação ripícola, e matos baixos/medianos são decisivos para a seleção de habitat. Montados recentemente degradados apresentam-se como adequados. Os arbustos dominantes são possíveis indicadores de configurações ambientais: *Cistus ladanifer* indica habitat ótimo, enquanto *Cistus monspeliensis* anuncia habitat sub-ótimo.

Habitat selection of the red-necked-nightjar *Caprimulgus ruficollis* in a region of Southern Portugal

*The red-necked-nightjar is a migratory bird that breeds in Southern Portugal. A multi-scale habitat selection survey was performed in the breeding season of 2009, comprising macro and microhabitat environmental features, aimed for the following guidelines: (1) identification of the most relevant multi-scale environmental features; (2) importance of water bodies (streams and/or dams); (3) effect of human-caused disturbance; and (4) determination of the role played by dominant shrub species. A collective use versus collective availability study design was performed through multiple linear regression, complemented by chi-square goodness-of-fit tests. Results showed human disturbance and livestock rearing as not being influential and open shrublands, water courses with riparian habitat, and low and medium/high shrubs being decisive for habitat selection. Recently degraded montados are presented as suitable. Dominant shrub species are possible indicators of environmental settings: *Cistus ladanifer* point out optimal habitat, whilst *Cistus monspeliensis* indicate sub-optimal settings.*

2- Introdução e objetivos

Introdução

Se tivermos em consideração que a Bacia do Mediterrâneo é um *hotspot* de biodiversidade (Myers *et al.* 2000) e que uma das suas principais características é o milenar impacte humano nos ecossistemas naturais (Naveh 1990, Bergmeier & Dimopoulos 2004, Agra & Ne'eman 2009), concluímos que o Homem é um dos principais modeladores da paisagem, responsável pela composição e estrutura da vegetação atual, e das suas funções (e.g. produção primária, decomposição, ciclo do azoto) (Aguiar *et al.* 1996, Chapin III *et al.* 2000). Contudo, alterações no uso do solo, como a intensificação ou o abandono das práticas agrícolas, o urbanismo, a industrialização ou o desenvolvimento turístico conduzirão inexoravelmente à degradação dos habitats, repercutindo-se negativamente na biodiversidade. De facto, a degradação ambiental é uma realidade irrefutável, devendo-se em grande parte à alteração do paradigma agrícola, justificando a premência da conservação da natureza. Normalmente o esforço da conservação está mais centrado nas áreas protegidas e orientado para as espécies com estatuto desfavorável, relegando, por motivos de prioridade, para segundo plano o território exterior às áreas protegidas e as espécies que não se encontram em perigo. Não obstante as áreas protegidas serem uma ferramenta chave para a preservação das espécies, muitas plantas e animais ocorrem fora dessas áreas, amiúde em ambientes semi-naturais ou artificiais onde a coexistência com o Homem é a única opção para sobreviver, e onde a conservação da natureza é apenas um dos concorrentes para o uso do solo de uma determinada região (Cuttelod *et al.* 2008). Contudo, todas as espécies são uma peça da engrenagem que permite o funcionamento dos ecossistemas, que resulta na disponibilização de bens e serviços ecossistémicos que contribuem para o bem-estar humano (Pereira *et al.* 2009). Como tal, orientar o esforço conservacionista para espécies não-ameaçadas em zonas não protegidas tornou-se uma necessidade. Nestes casos o propósito da conservação pode ser difícil de compatibilizar com outros interesses, o que obriga à elaboração de medidas muito claras e bem fundamentadas. Uma boa fonte de informação para a delineação de medidas de conservação são as aves que têm provas dadas quanto a serem indicadores de alterações ambientais de elevado valor (Furness & Greenwood 1993).

Os modelos de habitat são ferramentas de gestão muito importantes para a previsão de ocorrência de espécies e para a identificação de habitats adequados, contribuindo para a definição de prioridades de conservação e a tomada de decisões fundamentadas (Austin 2007, Strauss & Biedermann 2007). O recurso a modelos de habitat preditivos permite-nos, por um lado, detetar a ocorrência de espécies raras ou crípticas, difíceis de estudar (e.g. Pearce *et al.* 2001, Fernández *et al.* 2006). Por outro lado, a adaptação de modelos preditivos em mapas de habitat permite-nos avaliar o impacte resultante de alterações no uso do solo, a detetar áreas importantes para uma possível reintrodução, e a identificar conflitos potenciais com atividades humanas (e.g. Kramer-Schadt *et al.* 2005, Sawyer *et al.* 2006). Por conseguinte, a compreensão do processo de seleção de habitat, normalmente medida pelo uso da espécie em questão relativamente à disponibilidade de habitat, é importante para a delineação de medidas de gestão adequadas e bem fundamentadas (Pearce *et al.* 2008, Robles *et al.* 2007, Noss *et al.* 1997).

Ao contrário das plantas, os animais possuem a capacidade de se deslocarem, permitindo-lhes realizar os requisitos necessários para a vida. O padrão do movimento espacial exibido pode refletir vários elementos da ecologia de uma espécie, tal como as necessidades vitais num momento em particular ou a disponibilidade de recursos (Gregory *et al.* 1987). Como consequência da mobilidade surge a distribuição espacial que, por seu lado, resulta de um processo de decisão influenciado pela combinação de processos extrínsecos e intrínsecos (Pearson & Dawson 2003, Wagner & Fortin 2005). Os processos extrínsecos correspondem à influência de fatores ambientais que tanto podem ser sinais climáticos (como a água ou humidade: Whitaker & Shine 2002), sinais químicos (das presas ou predadores: Theodoratus & Chiszar 2000), ou sinais estruturais (como a disposição física dos objetos no espaço: McCoy & Bell 1991). Os processos intrínsecos, por sua vez, dizem respeito à dinâmica populacional e interações intra-específicas como a competição (Pacala & Roughgarden 1982, Pickett & Cadenasso 1995, Schröder & Seppelt 2006), limitações quanto à disponibilidade de alimento (Martin 1993, McCollin 1998), atração intra-específica (Danchin *et al.* 1998, Forsman *et al.* 1998), predação dos ninhos (Sonerud 1985, Martin 1993), espécies mutualistas, parasitismo e doenças (Newton 1998, Morris 2003).

Numa tentativa para explicar como o processo de decisão é efetuado, Wiens (1985) propôs a existência de um modelo interno (inato ou adquirido) que delimita e

especifica os requisitos do que considera como habitat adequado (Figura 1). A interação entre os processos extrínsecos e intrínsecos pode resultar numa restrição ou distorção do padrão ideal estabelecido pelo modelo (Wiens 1989a). Dado que todos os fatores mencionados variam e mudam ao longo do tempo e do espaço, eles gerem uma forte pressão seletiva (Cody 1985), na medida que numa escala mais ampla praticamente cada espécie é única na forma como responde aos elementos ambientais (Block & Brennan 1993), e numa escala mais estreita cada indivíduo responde à sua própria maneira (e.g. Sutherland & Parker 1985). Os efeitos sinérgicos entre os elementos ambientais (Van Horne 1983) também contribuem, de forma pouco perceptível, para a ambiguidade dentro dos modelos individuais. De qualquer modo, independentemente dos sinais e dos fatores ambientais tidos em conta por um indivíduo, a decisão final é suposto resultar na escolha do habitat com melhor qualidade.

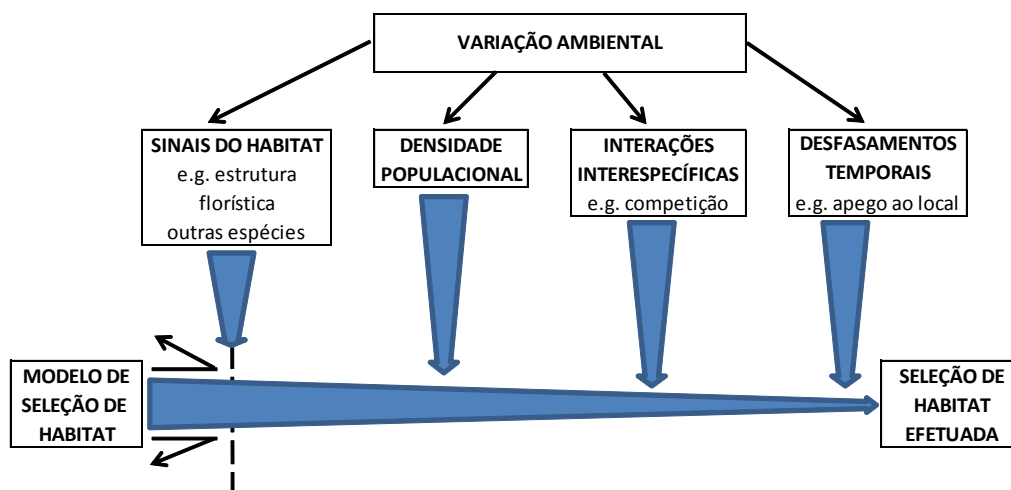


Figura 1 Conceptualização das influências de diversos fatores sobre a expressão de um modelo básico de seleção de habitat de uma ave, culminando na seleção de habitat efetuada (Adaptado de Wiens 1985).

Um dos principais objetivos da ecologia tem sido compreender a razão da distribuição dos animais não ser efetuada ao acaso (Cody 1985, Wiens 1989a). Os ecólogos partem normalmente do princípio que os indivíduos selecionam o local onde decidem viver (Cody 1985), e que é possível encontrar correlações entre a distribuição, a abundância e a demografia dos organismos e das variáveis ambientais (Buckland & Elston 1993, Morrison *et al.* 1998, Guisan & Thuiller 2005). A procura por este tipo de correlações é comum em estudos de “seleção de habitat” (Anderson & Gutzwiller 1994, Litvaitis *et al.* 1994, Jones 2001). Os estudos de seleção de habitat são tão comuns porque se assume que a compreensão do

processo de seleção de habitat permite-nos fazer previsões acerca de dinâmica populacional, estrutura de comunidades, e funcionamento de ecossistemas (Cornell 2007).

A seleção de habitat é um processo complexo, hierárquico e dependente da escala, em que os diferentes fatores e processos operam em escalas espaciais diferentes, modelando a distribuição das espécies (Johnson 1980, Hutto 1985, Kotliar & Wiens 1990, Levin 1992, George & Zack 2001) (Figura 2). Dado que a(s) escala(s) onde ocorre a seleção de habitat pode(m) ser desconhecida(s) ou mal interpretada(s) pelo observador, torna-se importante investigar em várias escalas, a fim de detetar com precisão a seleção de habitat (Wiens 1989b). A identificação clara de estruturas dependentes da escala, assim como as variáveis ambientais que lhes estão correlacionadas, representa um passo fundamental no caminho ao encontro do entendimento de como e a que escala os processos extrínsecos e intrínsecos influenciam a distribuição espacial dos animais (Lindenmayer *et al.* 2007).

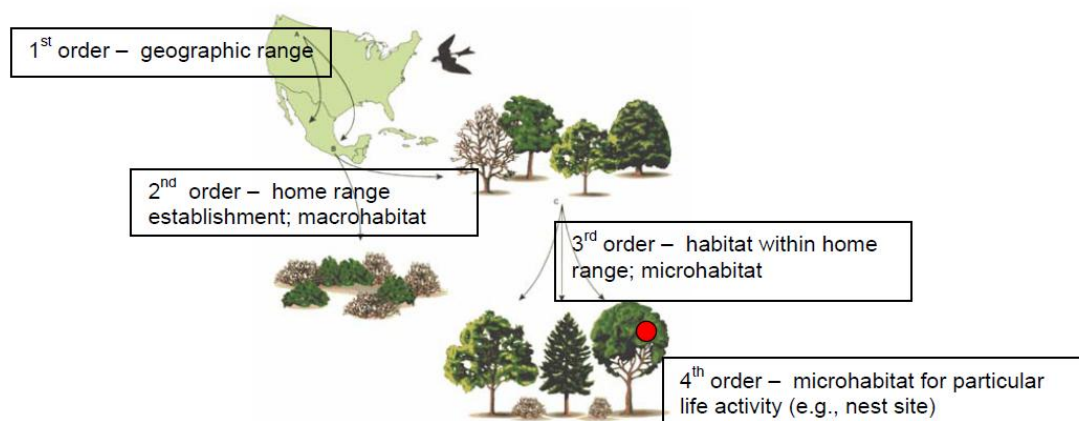


Figura 2 Uma ordenação natural dos processos de seleção hierárquicos (Johnson 1980).

As aves exibem padrões de uso de habitat ao longo de diversas escalas (regional, de paisagem, de macrohabitat, e microhabitat) (e.g., McIntyre 1997, Saab 1999, Keinath & Hayward 2003, Row & Blouin-Demers 2006). Esta capacidade é devida à sua elevada mobilidade que lhes permite avaliar padrões de habitat em várias escalas espaciais, antes de selecionar locais para diferentes funcionalidades (Hildén 1965). As aves são capazes de reconhecer padrões de vegetação em escalas espaciais na ordem de quilómetros quadrados, e estruturas das folhas e ramos em escalas espaciais pequenas (Hildén 1965). Portanto, a seleção de habitat inicia-se com a seleção de padrões a uma grande escala espacial, e o processo

segue de forma progressiva ao longo de escalas espaciais cada vez mais reduzidas até o território e, eventualmente, o local de construção do ninho serem escolhidos (Johnson 1980). Neste conceito de seleção hierárquica de habitat as decisões efetuadas nas escalas espaciais maiores acabam por condicionar as decisões realizadas nas escalas espaciais menores (Hutto 1985).

Nas escalas maiores o habitat pode ser relacionado com as condições ambientais e encarado como um habitat potencial, *i.e.* a concretização geográfica do nicho ecológico (Hutchinson 1957, Chase & Leibold 2003) que se define como a descrição conjunta das condições ambientais que uma determinada espécie pode considerar como sendo adequadas para viver. Dentro do habitat potencial estão contidas manchas mais pequenas com maior densidade de organismos, correspondendo aos habitats preferenciais (Bellier *et al.* 2010).

O reconhecimento de que não há uma escala espacial única e correta que permita a descrição das relações entre as espécies e o habitat leva-nos a considerar uma abordagem multi-escala que nos proporciona informação valiosa sobre o modo como os processos ocorridos à escala da paisagem influenciam os padrões de distribuição das espécies (Wiens 1989b, Riitters *et al.* 1997).

Deste modo, uma abordagem hierárquica para além de justificada também é recomendada, para o desenvolvimento, avaliação e implementação de projetos de conservação para aves, visando proporcionar uma melhor compreensão das associações entre as aves e o habitat num contexto de paisagem (Freemark *et al.* 2002, Thogmartin & Knutson 2007). Aliás, associações de habitats dependentes da escala, e as respostas das aves a padrões de habitat dependentes da escala necessitam de ser representadas com precisão em modelos de habitat de modo a aumentar a relevância ecológica destes na aplicação de medidas de gestão e conservação (Turner 2005, Kristan 2006, Nocera *et al.* 2008).

Objetivos

O principal objetivo deste estudo consiste em determinar como é que a variabilidade associada a escalas múltiplas se combina para dar lugar à distribuição e abundância do noitibó-de-nuca-vermelha *Caprimulgus ruficollis*. Nas orientações de gestão do Plano Sectorial da Rede Natura 2000 (ICN 2006) para esta espécie, para além de outras medidas, destaca-se a necessidade de efetuar estudos sobre

requisitos de habitat. De acordo com este preceito pretende-se aferir quais os elementos chave do macro e do microhabitat que são determinantes para a seleção de habitat, dando um contributo para a definição de orientações de conservação.

Para além dos fatores ambientais já conhecidos e associados ao macrohabitat, outros fatores ligados ao microhabitat podem também ter um papel determinante durante o processo de seleção de habitat. Elementos da vegetação presente no habitat podem ser críticos. Aliás, a arquitetura da vegetação é um fator importante que molda as associações entre as espécies animais e o habitat (Wiens & Rotenberry 1981, Parmenter *et al.* 1989, Bertolino 2006). Enquanto algumas espécies de aves estão tipicamente associadas a etapas sucessionais bem definidas, outras podem ocorrer em virtualmente todas as etapas. Um elemento da paisagem que pode induzir mudanças na composição e estrutura vegetal de um local é o gado, modificando as condições de vida disponíveis para outros organismos. Os efeitos indiretos dessas modificações podem ir para além das consequências diretas observadas no fluxo de energia e ciclo de matéria entre as plantas e o gado (McNaughton 1992, Pastor & Naiman 1992), o que comprova que o gado pode servir de regulador de processos ecossistémicos tanto numa escala temporal como espacial (Hobbs 1996). Assim, o gado atua como um agente importante na modificação ambiental, fomentando a heterogeneidade espacial, controlando as transições entre os estados dos ecossistemas, e acelerando processos sucessionais (Wilson & Agnew 1992). Vários autores (*e.g.* Reid *et al.* 2010) alegam que o impacto que o gado tem sobre os ecossistemas é principalmente negativo (principalmente através do pisoteio e da pastagem), embora reconheçam também alguns impactos positivos (*e.g.* controlo da sucessão natural da vegetação). Dado que na bacia do mediterrâneo a ação do gado nos ecossistemas já se faz sentir há milénios, aquele é considerado uma ferramenta legítima para a gestão e conservação do ambiente natural (Perevolotsky & Seligman 1998). A nossa pretensão consiste em averiguar se fatores de microhabitat, como a estrutura da vegetação e o gado, exercem algum efeito no processo de seleção de habitat pelo noitibó-de-nuca-vermelha.

Embora a seleção de habitat seja frequentemente considerada como uma escolha dos elementos ambientais preferidos, não são de descurar os elementos que levam os indivíduos a evitar determinados locais. A perturbação, tanto natural como induzida pelo Homem, pode prejudicar a capacidade de um animal reconhecer e selecionar corretamente o habitat ótimo, pois resulta numa heterogeneidade de

recursos tanto numa escala temporal como espacial. Como consequência podem ocorrer alterações a curto e longo prazo nos habitats e interromper as interações entre os indivíduos e os recursos (Bengtsson *et al.* 2000, Sousa 1984). Perturbações graves podem alterar drasticamente a estrutura do habitat, prejudicando o sucesso reprodutivo ou até levando ao abandono do local (Jones *et al.* 2001, Penteriani *et al.* 2002). Gill & Sutherland (2000) alegaram que a perturbação pode afetar a sobrevivência e a reprodução devido às constantes compensações efetuadas entre o risco percebido e o dispêndio de energia associado à fuga causada pela perturbação. A perturbação pode ser responsável por reformular as relações com os predadores ou competidores, atuando também ao nível de aspetos da estrutura do habitat ou da paisagem que as aves usam quando escolhem os locais onde se vão estabelecer (Misenhelter & Rotenberry 2000, Pidgeon *et al.* 2003). Assim, ambicionamos escrutinar o efeito que a perturbação de origem humana exerce no processo de seleção de habitat.

As linhas de água são fundamentais para a manutenção da biodiversidade, especialmente em zonas como a Região Mediterrânica (*e.g.* Rottenborn 1999). Os insetos aquáticos adultos, quando emergem da água, tornam-se presas de um vasto leque de consumidores que frequentam as galerias ripícolas, como as aves (Keast 1990, Gray 1993, McIntosh 2000). Martin (1990) enunciou que alguns *Caprimulgidae* podem alimentar-se sobre lagos e rios. A questão que se coloca é se os corpos de água, *sensu lato*, são uma condição necessária e suficiente, ou se há uma preferência por corpos de água específicos, como linhas de água ou albufeiras e açudes para irrigação/bebedouros para gado.

Uma última questão prende-se com a composição florística dos matos que dominam na área de estudo, nomeadamente a esteva (*Cistus ladanifer*) e o sargaço-negro (*Cistus monspeliensis*). Assim, pretende-se verificar se as espécies arbustivas dominantes podem servir de indicadores de locais potencialmente preferidos ou rejeitados pelo noitibó-de-nuca-vermelha.

Em resumo, pretende-se aferir se: (1) uma análise multi-escala é mais adequada do que uma análise com apenas uma escala para associar o uso do habitat com a sua disponibilidade, identificando os elementos ambientais mais relevantes para a seleção de habitat; (2) os corpos de água (ribeiras e açudes/albufeiras) são relevantes para a seleção de habitat; (3) perturbações de origem humana, através de estruturas edificadas, desempenham algum papel na

seleção de habitat; e (4) os matos dominantes desempenham um papel na preferência ou rejeição de habitat.

2.1- Espécie em estudo

2.1.1- Taxonomia

O objeto de estudo é o noitibó-de-nuca-vermelha (*Caprimulgus ruficollis* Temminck, 1820), uma ave pertencente à Ordem Caprimulgiformes e à Família Caprimulgidae (Cabral 2006). Trata-se de uma espécie politípica cuja subespécie nominal *ruficollis* pode ser encontrada em Portugal, Espanha e Marrocos (exceto no nordeste). A subespécie *Caprimulgus ruficollis desertorum* Erlanger, 1899, encontra-se no nordeste de Marrocos, Argélia e Tunísia (Cramp 1985).

2.1.2- Distribuição geográfica

É uma ave migradora confinada como nidificante à Península Ibérica e ao NW de África (Marrocos, Argélia e Tunísia) e inverte na África sub-sahariana (del Hoyo *et al.* 1999) (Figura 3). Normalmente, os primeiros indivíduos chegam às nossas latitudes na segunda quinzena de Abril (Beven 1973), embora existam registos pontuais da sua ocorrência na primeira metade desse mês (Catry *et al.* 2010). As últimas aves são vistas no fim de Setembro, havendo observações ocasionais no mês de Outubro (Catry *et al.* 2010).

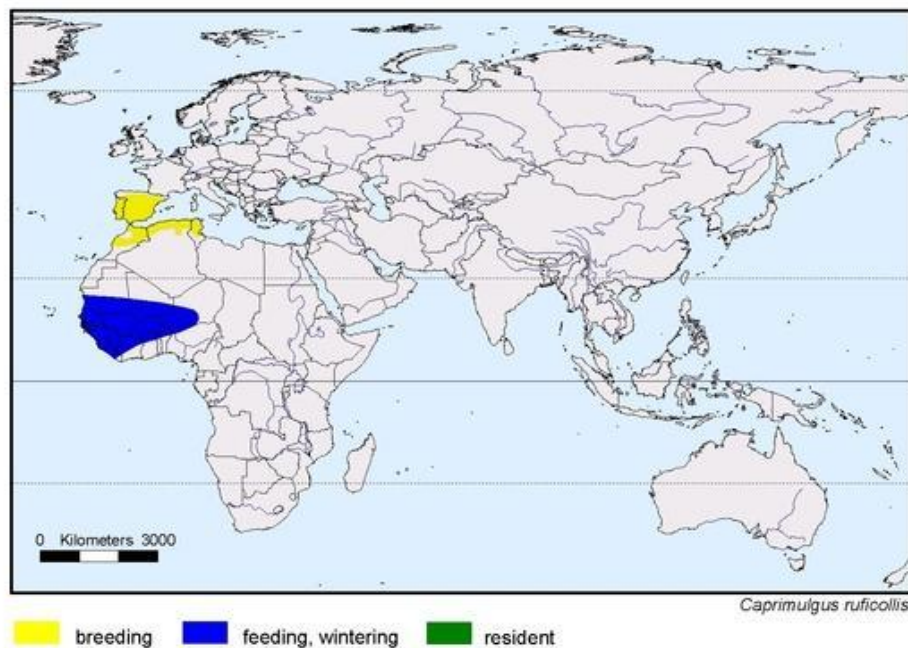


Figura 3 Distribuição mundial do noitibó-de-nuca-vermelha (del Hoyo *et al.* 1999).



Figura 4 Distribuição nacional do noitibó-de-nuca-vermelha (Equipa Atlas 2008)

A Figura 4 ilustra a área de distribuição do noitibó-de-nuca-vermelha em Portugal Continental, que reflete um claro contraste entre o Norte e o Sul. É mais comum no interior do Alentejo e Algarve, onde apresenta uma distribuição quase contínua. A norte está ausente de grande parte do território, surgindo apenas ao longo da faixa raiana que se estende até Trás-os-Montes e Alto Douro (Equipa Atlas 2008). Em Espanha surge nos dois terços meridionais do continente, Vale do Ebro (Aragão e Navarra) e Catalunha, sendo raro nas regiões Norte e Nordeste e zonas de alta montanha. Alguns exemplares invernantes mantêm-se em zonas favoráveis, como Doñana (Ministerio de Medio Ambiente 2003).

2.1.3- Biologia e ecologia

Descrição

O noitibó-de-nuca-vermelha é ligeiramente maior e mais corpulento que o noitibó-europeu (*Caprimulgus europaeus*), com asas e cauda mais compridas e cabeça de maiores dimensões, sendo o maior noitibó da Europa. Tem entre 30-32 cm de comprimento e apresenta uma envergadura de asas de 65-68 cm e cauda de 11-13 cm. Pesa entre 65-70 g (Cramp 1985).

A plumagem é malhada dorsalmente e listada na parte inferior. O noitibó-de-nuca-vermelha distingue-se do noitibó-europeu por possuir cor de ferrugem nos dois lados da cabeça, nuca e garganta (com mancha branca), apresentando uma coloração geral mais avermelhada. Tem manchas brancas conspícuas nas primárias e retrizes exteriores. A cabeça é grande e larga, com bico curto mas que possui uma grande capacidade de abertura. Tem vibrissas à volta do bico que auxiliam na captura de insetos voadores. Os olhos são grandes, com íris castanho-escura, e as patas curtas de coloração cinzento-acastanhada (Cramp 1985, Mullarny *et al.* 2003).

A plumagem é semelhante entre os dois sexos, embora a fêmea possua as manchas das primárias e das retrizes exteriores, menores e menos delimitadas que as do macho. Segundo Soares (1973) há variações individuais no tamanho e cor das manchas. Aragonés *et al.* (1999) defendem que a conspicuidade das manchas tende a aumentar com a idade, tanto para o macho como para a fêmea, contrastando com o postulado por Forero *et al.* (1995) que consideram que as manchas aumentam com a idade apenas nos machos (Figura 5).

O juvenil afigura-se semelhante ao adulto, possuindo uma plumagem mais clara e acinzentada dorsalmente e collar menos avermelhado, assim como as pontas das primárias delimitadas a branco, contrariamente aos adultos.

A subespécie *C. r. desertorum* apresenta uma plumagem mais pálida, acinzentada dorsalmente e menos listada na zona ventral. Exibe ainda marcas pretas na cabeça, zona dorsal e escapulares de maior distinção relativamente a *C. r. ruficollis* (Cramp 1985).



Figura 5 Localização das manchas brancas que conferem conspicuidade ao noitibó-de-nuca-vermelha (Cramp, 1985).

Habitat

Trata-se de uma ave de habitats abertos e semi-abertos (Aragonés *et al.* 1999), ocorrendo em povoamentos florestais pouco densos (pinhais abertos, montados ou pomares), matos não muito desenvolvidos e ainda em áreas de agricultura pouco intensiva ou em pastagens, próximas de áreas arborizadas (Equipa Atlas 2008). Frequenta ainda zonas húmidas interiores como áreas de alimentação e evita zonas agrícolas muito extensas, terrenos de regadio e zonas de altitude elevada (Equipa Atlas 2008). No Ribatejo e no Alto Alentejo encontra-se preferencialmente em eucaliptais e em vinhas, sendo talvez mais comum em eucaliptais jovens (Silva & Reino 1996). Os seus requisitos básicos incluem manchas de solo arenoso ou desprovido de vegetação, cobertura do solo dispersa, e alguns arbustos ou árvores (Cramp 1985).

Segundo Tucker & Evans (1997) o habitat tem uma importância superior a 75%, reclamando uma área mínima que pode ser inferior a 10 ha, onde predomina a vegetação em mosaico e o relevo plano ou inclinado, mas com altitude inferior a 800 m.

Alimentação

O noitibó-de-nuca-vermelha é uma ave insectívora estritamente noturna, o que é raro pois a maioria dos insectívoros voadores noturnos são morcegos que

recorrem à ecolocação (Fenton 1984, Simmons & Stein 1980), correspondendo às aves apenas cerca de 15% dos taxa de vertebrados noturnos, voadores e insectívoros (Clements 1981). Segundo o mesmo autor, apenas 91 espécies de aves de três famílias são obrigatoriamente noturnas e insectívoras: *Nyctibiidae*, *Aegothelidae* e *Caprimulgidae*. Algumas das cerca de 140 espécies de *Strigidae* e *Tytonidae* e algumas das 13 espécies de *Podargidae* também se alimentam de insetos durante a noite.

A captura das presas é efetuada maioritariamente em voo (Beven 1973), recorrendo menos frequentemente à captura de insetos no solo (Cramp 1985). A sua dieta inclui maioritariamente lepidópteros, coleópteros, ortópteros e dípteros (Koenig 1895, Witherby *et al.* 1938, Blanchet 1957, Etchécopar & Hüe 1967, Ceballos & Purroy 1977) que, enquanto são capturados, são armazenados na cavidade faríngea sendo posteriormente digeridos quando a ave se encontra em repouso (Cramp 1985). Embora não esteja descrito para esta espécie, alguns caprimulgiformes alimentam-se sobre lagos e rios (Martin 1990).

Reprodução

A reprodução do noitibó-de-nuca-vermelha é mal conhecida. O canto é audível até cerca de 400 m (Bergmann & Helb 1982) e durante o mês de Maio é frequente ouvir vários indivíduos a cantarem em simultâneo em certas zonas do sul do país, onde a espécie ocorre em densidades mais elevadas (Catry *et al.* 2010). A atividade vocal estende-se até meados de Julho, após o que vai diminuindo de frequência (Catry *et al.* 2010).

Quando um macho se sente ameaçado por outros machos pode emitir uns estalidos com as asas (Bergmann & Helb 1982), que segundo Ferguson-Lees (1969) resultam do bater das articulações carpais no dorso. Emite também vocalizações de aviso maioritariamente ao pôr e ao nascer do sol, mas também durante a noite (Chappuis 1979). Pensa-se que este comportamento tem uma função territorial que pode ser articulado em conjunto com os estalidos das asas (Cramp 1985).

Em Espanha a espécie nidifica de princípios de Maio até Julho (Witherby *et al.* 1938), podendo ainda haver ovos em finais de Agosto (Hidalgo 1974). Em Portugal há registos de juvenis não voadores em Setembro (Rufino 1989).

Trata-se de uma espécie monogâmica que nidifica no solo, consistindo o ninho numa depressão ladeada por um bordo com altura suficiente para impedir os ovos de rolares para fora (Ehrlich *et al.* 1994). Em média há duas posturas, com dois ovos elípticos com cerca de 32 x 23 mm e um peso calculado de 8 g (Witherby *et al.* 1938, Makatsch 1976). A incubação é feita principalmente pela fêmea, sendo revezada pelo macho quando esta se alimenta, e após cerca de 18-19 dias eclodem crias semi-precociais¹ (Harrison & Castell 2002). As crias fruem de cuidados parentais de ambos os progenitores, passando esta tarefa a ser competência exclusiva do macho se a fêmea se dedicar a uma segunda postura (Ferguson-Lees 1969). Cramp (1985) refere que crias com cerca de 5-6 dias se afastam consideravelmente do ninho, observando Beven (1973) que, com aproximadamente duas semanas e meia, já são capazes de efetuar voos curtos, tornando-se independentes por volta das 4-5 semanas.

Aragonés *et al.* (2001) testemunharam que é possível encontrar noitibós-de-nuca-vermelha tanto num sistema de procriação isolado como num sistema de procriação com agregação dispersa de ninhos. Segundo os autores, a opção pela agregação está mais relacionada com as características do habitat do que com o comportamento colonial. As características do habitat, por sua vez, consistem num conjunto de diferentes fatores como a qualidade dos progenitores e do território, a disponibilidade de habitats, a exploração de recursos temporários, etc.

Um aspeto controverso da biologia dos Caprimulgiformes é a deslocação do ninho durante o período de incubação como resposta à perturbação do ninho (Cramp 1985, Cleere 1998) ou ao stress térmico (Grant 1982). Aragonés (2003) salienta a existência de referências antigas de noitibós transportarem ovos no bico ou nas patas, enfatizando também que essas observações carecem de seriedade e que não há provas que as consubstanciem (ver revisão em Jackson 1984). De facto, Aragonés (2003) sugere que os ovos não são transportados como resposta à perturbação do ninho, considerando esse comportamento como accidental ou ocasional, indo ao encontro do que já fora preconizado por Jackson (1985). Por

¹ Segundo a classificação proposta por O'Connor (1984) uma cria semi-precocial, após a eclosão, apresenta penugem, é capaz de se deslocar embora permaneça no ninho, tem os olhos abertos e é alimentada pelos progenitores.

outro lado, o mesmo autor considera ser bastante comum a deslocalização do ninho durante o período de desenvolvimento da plumagem.

Outra característica associada ao comportamento reprodutivo relaciona-se com a reocupação de locais de nidificação. Aragonés (2003) adianta que a principal razão para esse comportamento reside nos laços que unem os elementos do casal através de várias épocas de reprodução consecutivas ou, pelo menos, pela forte fidelidade ao território já descrito para os Caprimulgiformes (Jackson 1985, Sick 1993).

Mills (1986) sugere que a seleção natural favoreceu os pares reprodutores que sincronizam a eclosão com o início do período em que há mais luar, dado que é nesse período que se reúnem as melhores condições para se alimentarem (*e.g.* Jetz *et al.* 2003). A eclosão em períodos diferentes pode dever-se à inexperiência dos pares reprodutores novos (Perrins 1970) ou ao insucesso da primeira postura (Mills 1986). No segundo caso, após o insucesso da primeira postura, os progenitores poderão não esperar pelo melhor período do ciclo lunar para efetuar uma segunda postura, especialmente em latitudes temperadas onde a época de nidificação é curta (Mills 1986).

Tendência populacional

A BirdLife International (2004) sugere que a população deverá encontrar-se estável na sua área de distribuição. No entanto, e apesar da clara falta de dados populacionais consistentes, observa-se um declínio continuado do seu habitat pelo que se poderá inferir que a população se encontra em declínio (ICN 2006).

Em Portugal esta tendência parece confirmada pelas observações de campo em alguns locais, cujo acompanhamento sugere declínio desta ave (ICN 2006).

Em Espanha, dados do programa de monitorização de aves noturnas NOCTUA apontam para uma tendência negativa no período 1998-2004 (SEO/BirdLife 2005).

2.1.4- Conservação

A tendência populacional global ainda não foi quantificada, havendo evidências de um declínio populacional (del Hoyo *et al.* 1999). No entanto, não se crê que atinja

o limiar do critério de declínio populacional definido pela IUCN para o Livro Vermelho, isto é, declínio superior a 30% em dez anos ou em três gerações (BirdLife International 2008). Por estas razões, o noitibó-de-nuca-vermelha é avaliado como “Pouco Preocupante” (LC) a nível global.

Por ser uma espécie em que menos de 50% da população global ou da área de distribuição se localizar na Europa, é considerada *Non-SPEC* (Species of European Conservation Concern), o que lhe confere um estatuto de conservação favorável (Tucker & Heath 1994).

Em Portugal a população poderá encontrar-se em declínio continuado, inferido a partir do declínio do habitat e também de situações locais conhecidas. Encontra-se classificada com o estatuto de “Vulnerável” (VU) (Cabral *et al.* 2006). Em Espanha é classificada como “Pouco Preocupante” (Madroño *et al.* 2004)

Apesar de não apresentar estatuto de conservação desfavorável, o noitibó-de-nuca-vermelha encontra-se protegido legalmente em Portugal pela seguinte legislação:

- Decreto-Lei nº 140/99 de 24 de Abril, transposição da Diretiva Aves 79/409/CEE de 2 de Abril de 1979, com a redação dada pelo Decreto-Lei nº 49/2005 de 24 de Fevereiro.
- Decreto-Lei nº 316/89 de 22 de Setembro, transposição para a legislação nacional da Convenção de Berna - Anexo II (espécie estritamente protegida)

Os fatores de ameaça para esta espécie em Portugal não são conhecidos com rigor, uma vez que não se conhece com detalhe a sua situação populacional, a magnitude do declínio e os requisitos ecológicos (Cabral *et al.* 2006).

A mortalidade por atropelamento é provavelmente a principal causa de mortalidade não natural. O alcatroamento de caminhos em zonas rurais, com consequente aumento da velocidade e intensidade de circulação, contribui para o aumento de mortalidade em algumas zonas (Cabral *et al.* 2006).

A destruição de matos provocada pela substituição desta vegetação, por terrenos agrícolas, vinhas, florestas de produção e áreas residenciais, resulta no desaparecimento de áreas heterogéneas com o consequente decréscimo da

diversidade de habitat, e traduz-se em diminuição na disponibilidade alimentar e de locais importantes para a reprodução e alimentação (ICN 2006).

O aumento da utilização de agro-químicos provoca uma diminuição das populações de insetos e uma eventual redução da eficácia reprodutiva (ICN 2006).

3- Metodologia

3.1- Área de estudo

Localização e clima

A área de estudo localiza-se no concelho de Serpa, nos arredores da povoação de Santa Iria, com as coordenadas 37°53'18''N, 7°33'36''W (Figura 6) e abrange duas unidades da paisagem: os olivais de Moura e Serpa e as Serras de Serpa e Mértola (d'Abreu *et al.* 2004). A superfície total é de 4246 ha.

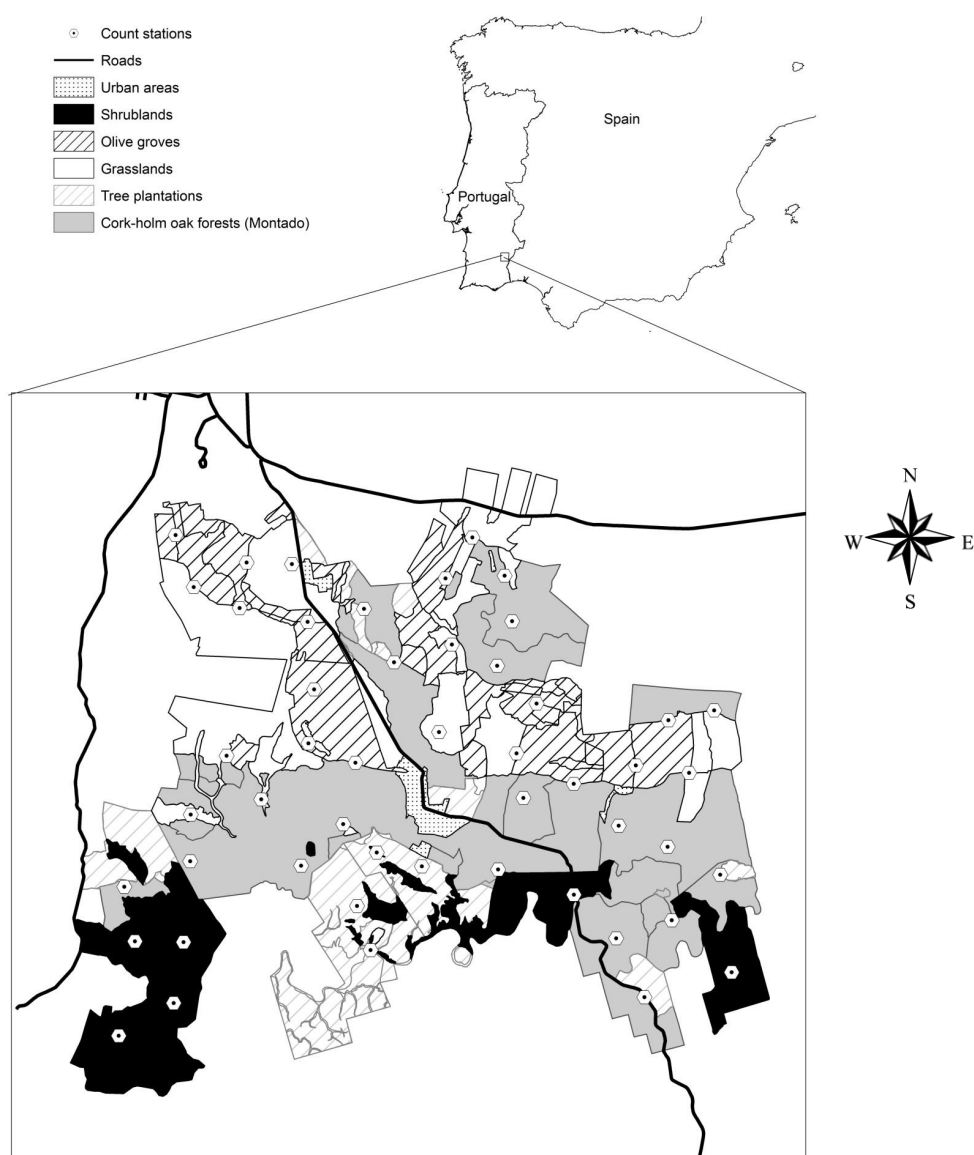


Figura 6 Localização da área de estudo e identificação dos diferentes usos do solo na época reprodutora de 2009. Os hexágonos indicam os pontos de amostragem.

Em termos climáticos a região de Serpa apresenta um clima mediterrâneo de características temperadas, por vezes com períodos plurianuais de seca. Caracteriza-se por um período quente e seco de 4 meses, entre Junho e Setembro, em que praticamente não chove e por um semestre húmido de Outubro a Março que concentra mais de 70% da precipitação anual. A temperatura média anual é de 17,5-20,0°C enquanto a precipitação média anual se encontra entre os 400-500 mm (Couto 2011).

Geologia

O território continental português é composto por três unidades morfoestruturais: Maciço Hespérico; orlas mesocenozóicas; e bacia do Tejo e Sado. O Maciço Hespérico encontra-se, por sua vez, dividido em diferentes unidades geoestruturais, salientando-se a Zona de Ossa-Morena (ZOM) e a Zona Sul Portuguesa (ZSP), uma vez que é na transição entre essas duas zonas que se localiza a área de estudo. É no Sector Montemor-Ficalho, pertencente à ZOM, que se encontra o bordo N da área de estudo, mais concretamente na Estrutura de Serpa-Brinches, que consiste num empilhamento de carreamentos que foram posteriormente dobrados (Fonseca 1995). A estrutura compreende litologias com idades compreendidas entre o Proterozóico Superior (e.g. Carvalhosa 1983, Oliveira & Piçarra 1986) e o Câmbrio Inferior, apresentando rochas muito metamorfizadas como micaxistos, gnaisses e mármore.

O bordo S já se situa na ZSP, nomeadamente no flanco N da Antiforma do Pulo do Lobo. Este corresponde a um prisma acrecionário associado à subducção varisca (Silva *et al.* 1990, Quesada *et al.* 1994, Fonseca & Ribeiro 1993) cuja litologia forma a sucessão tipo *flysch* do Grupo de Ferreira-Ficalho (Carvalho *et al.* 1976, Oliveira *et al.* 1986, Giese *et al.* 1988). Apresenta uma idade entre o Frasniano até ao final do Fameniano (Oliveira *et al.* 1986, Eden 1991, Pereira *et al.* 2006).

O cavalgamento de Ferreira-Ficalho estabelece o contacto entre a ZOM e a ZSP, correspondendo a uma sutura varisca relacionada com processos de subducção/obducção (Munhá *et al.* 1986, Crespo-Blanc & Orozco 1988, Quesada *et al.* 1994, Araújo 1995, Fonseca 1995).

A paisagem agrária, em particular a sua componente de usos do solo, e a paisagem cultural, estão correlacionadas com a distribuição dos táxones vegetais. A ação conjunta entre a complexidade natural aliada à intervenção humana resultou numa combinação de habitats que na maioria dos casos são etapas de substituição da vegetação potencial que se encontram em degradação ou regeneração (Capelo 2003).

A uma escala regional tem-se observado nos locais mais secos do sul da Península Ibérica uma regressão dos bosques de quercíneas esclerófilas, verificando-se uma redução na densidade arbórea (Ferreira 2000, Vicente & Alés 2006), uma elevada mortalidade dos rebentos de árvores (DGF 1990, Montero *et al.* 1994) e a expansão de matos de cistáceas xerofíticas para áreas anteriormente ocupadas por bosques de carvalhos e montados (Calvão & Palmeirim 2004).

Dado que nos ecossistemas mediterrânicos semi-áridos os rebentos desenvolvem-se frequentemente abrigados pela sombra de outras árvores e arbustos (Holmgren *et al.* 2000, Castro *et al.* 2004), a remoção da vegetação original torna as condições mais severas para o estabelecimento dos novos rebentos, resultando num incremento de perda de vegetação que dificilmente será revertida (Mulligan *et al.* 2004).

Tradicionalmente, a sucessão tem sido concebida como um processo relativamente linear (Figura 7), mas evidências provenientes de uma variedade de ecossistemas indicam que pode ocorrer vegetação alternativa persistente, especialmente após fenómenos de perturbação (Friedel 1991, Scheffer *et al.* 2001). Nestes casos, a sucessão é fortemente atrasada ou praticamente interrompida (Putz & Canham 1992, Sarmiento 1997).

No sul da Península Ibérica, os bosques originais dominados pelo sobreiro (*Quercus suber*) e pela azinheira (*Quercus rotundifolia*) foram transformadas em sistemas agro-silvo-pastoris. Os montados e os prados têm-se mantido através do pastoreio e da lavra do sistema tradicional (Huntsinger & Bartolome 1992, Díaz *et al.* 2003). Na ausência de gestão humana, o percurso mais comum da sucessão da vegetação passa pela colonização gradual por diferentes espécies arbustivas (matos pioneiros de *Cistus*, seguidos por outras espécies como *Arbutus* e *Erica*) seguida por uma regeneração natural de carvalhos que levaria eventualmente à recuperação do bosque (Gonçalves 1991). Contudo, sob o efeito combinado da aridez com os fogos

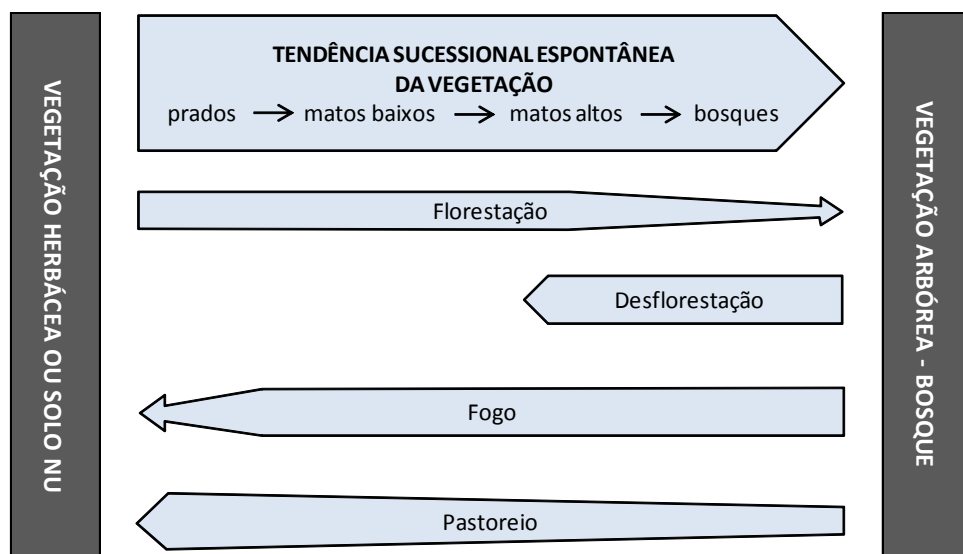


Figura 7 As influências humanas mais importantes na dinâmica da vegetação. As setas indicam a direção na qual o fator influencia a sucessão. A largura de cada seta indica a importância de cada fator relativamente à etapa sucessional (adaptado de Tucker & Evans 1997).

As últimas décadas têm-se caracterizado por condições de maior aridez (Cabrinha & Santo 2000, Pausas 2004) e uma maior incidência de fogos (Pausas 2004, DGF 2006) enquanto a lavoura e o pastoreio têm seguido uma tendência decrescente em Portugal (Alves *et al.* 2003).

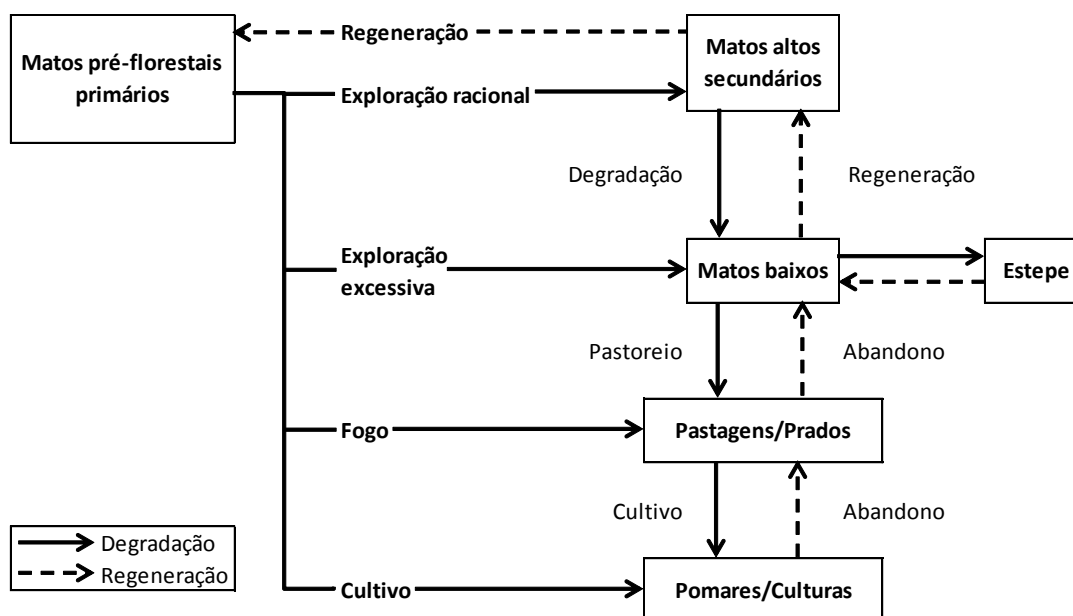


Figura 8 Etapas na degradação e regeneração de comunidades vegetais e o efeito antrópico na vegetação mediterrânica (adaptado de Allen 2001).

Na área de estudo as culturas arvenses e o olival intensivo são as atividades agrícolas proporcionalmente mais importantes na unidade da paisagem dos Olivais de Moura e Serpa, de acordo com d'Abreu *et al.* (2004). Já os litossolos xistosos predominantes na unidade da paisagem da Serra de Serpa e Mértola, muito degradados pela excessiva ocupação cerealífera no passado, apresentam um perfil cultural incipiente e muito reduzida capacidade produtiva (AGRO.GES 2001). Como consequência da aliança entre o clima pouco favorável à prática da maioria das culturas e a predominância de solos francamente restritivos, resulta uma ocupação florestal caracterizada pela presença dominante da azinheira (*Quercus rotundifolia*) e, em menor quantidade, do sobreiro (*Quercus suber*) e do pinheiro manso (*Pinus pinea*), acompanhados vulgarmente por uma cobertura arbustiva de matos baixos mediterrânicos de cistáceas, dominados pela esteva (*Cistus ladanifer*) e o sargaço-negro (*Cistus monspeliensis*) (Silva 2007). Não obstante, são bastante vulgares os sistemas que conjugam a pastorícia com a agricultura, explorando-se maioritariamente os ovinos para aproveitamento leiteiro, destinado ao fabrico do Queijo de Serpa (AGRO.GES 2001).

O tipo de povoamento, disperso em pequenos “montes” localizados nos topos das colinas, está estreitamente ligado à estrutura da propriedade, onde dominam explorações agrícolas de pequena dimensão (d'Abreu *et al.* 2004) com sistemas de produção extensiva (agrícola, pecuária e florestal), nem sempre competitivos, mas em regra com boas condições de desenvolvimento de serviços agro-ambientais e rurais, resultaram numa expressiva diversidade biológica e num elevado padrão ambiental da região (DGOTDU 2007).

Perante este cenário adivinha-se uma tendência de intensificação nos solos com melhores características, ou de abandono nos terrenos mais improdutivos, cenários que previsivelmente afetarão a distribuição e abundância de diversas espécies de fauna.

3.2- Censos

Segundo Bibby *et al.* (2000), a partir do momento em que temos uma estimativa fiável da distribuição e da abundância da ave em estudo, a monitorização subsequente permitir-nos-á identificar alterações na dimensão da população e sua

distribuição, relacionando-as com características ambientais como o habitat, o uso do solo e causas de perturbação.

Como a obtenção da abundância absoluta é um processo moroso e de difícil aplicação, dado que na prática a sua utilização se encontra consignada a áreas de pequena dimensão e/ou populações localizadas e de reduzida dimensão (Rabaça 1995), recorreu-se aos métodos relativos que permitem a obtenção de índices relativos de abundância (Franzeb 1977). Comparativamente com os métodos absolutos, esta abordagem permite estudar áreas com maior superfície, com um esforço equivalente (Rabaça 1995). Para o conseguir, utilizou-se a amostragem para recolher dados sobre a localização das aves relativamente aos diferentes habitats, permitindo-nos avaliar a correlação entre os habitats e a abundância das aves. A partir daí torna-se possível extrapolar os resultados para a população total, permitindo estimar o erro provável (Sutherland *et al.* 2004).

Considerou-se uma estratégia de amostragem que tivesse em conta as características do local, mais concretamente o mosaico da paisagem. Assim, a metodologia passaria inicialmente por estratificar a área de estudo nos habitats dominantes - matos, montados, olivais, rios e ribeiras, campos agrícolas e plantações florestais - considerando-se posteriormente diversas subcategorias. Uma vez efetuada a estratificação, proceder-se-ia à divisão da área em quadrículas. Depois seriam seleccionados aleatoriamente 50 quadrículas que corresponderiam às unidades de amostragem. Nas unidades de amostragem seria aplicado o método pontual que consiste no registo dos contactos obtidos pelo observador em determinados pontos da área de amostragem (pontos de escuta), durante um período de tempo previamente estabelecido (Cardonnier 1976).

A seleção deste método de censo fundamenta-se no postulado por Rabaça & Roque (2007) que defendem que para as aves noturnas o método mais frequentemente utilizado consiste na realização de pontos de escuta. Os pontos de escuta são geralmente mais eficientes que os transectos lineares em habitats heterogêneos e fechados onde o observador não se desloque facilmente a uma velocidade constante (Rabaça 1995, Bibby *et al.* 2000), principalmente quando o campo visual se encontra muito limitado pela carência de luz. Bibby *et al.* (2000) acrescentam que se o habitat for avaliado quantitativamente na envolvimento de cada ponto, poder-se-á inferir sobre a seleção de habitat e as preferências das espécies.

Durante a análise e caracterização da área de estudo, constatou-se que a estratificação da mesma não era viável, uma vez que não era possível garantir áreas

mínimas de habitat mais ou menos uniformes e que apresentassem características distintas entre si. A definição de área mínima de habitat seguiu o princípio preceituado por Morrison *et al.* (1981) em que áreas inferiores a 20 ha de habitat contínuo são afetadas pelas condições ambientais e pela avifauna associadas aos habitats adjacentes. Concomitantemente, o elevado mosaicismo da paisagem introduziu um grau considerável de dificuldade na divisão da área de amostragem em quadrículas. Assim, perante as características da área de estudo, estabeleceu-se que os pontos de escuta passariam a ser as unidades de amostragem (Sutherland *et al.* 2004).

No caso concreto do noitibó-de-nuca-vermelha, a sua deteção e contagem são dificultadas pelo facto de este exibir um comportamento essencialmente crepuscular/noturno, de ocorrer frequentemente em densidades reduzidas e de se deslocar rapidamente ao longo de vastas áreas (Fuller & Mosher 1981). Não obstante, os noitibós exibem ativamente vocalizações espontâneas (Johnson *et al.* 1981). Assim, aplicou-se o método pontual com limite de distância fixo que permite transformar os dados das contagens em estimativas de densidade da espécie (Dawson 1981, Palmeirim 1988), e assumiu-se como unidade de contagem o macho a cantar, recorrendo-se a gravações com o objetivo de aumentar a eficiência do censo (Tomé & Silva 1994).

Importa salientar que para a execução desta metodologia foi necessário ter em consideração um conjunto de fatores que influenciam a atividade vocal dos noitibós. Estes consistiram na luminosidade proveniente da Lua (Mills 1986, Silva *et al.* 1999) e na altura da Lua sobre o horizonte (Mills 1986). Deste modo, o esforço de amostragem foi efetuado durante períodos em que a iluminação da Lua foi superior ou igual a 50%, desde que se encontrasse acima da linha do horizonte e não houvesse ensombramento por nuvens (Mills 1986).

De acordo com as metodologias já desenvolvidas para o estudo dos noitibós, os fatores que influenciam a sua atividade vocal e as diversas fontes de enviesamento dos resultados, o desenvolvimento do trabalho regeu-se pelos seguintes princípios:

- antes da recolha de dados foi treinada a capacidade do observador em calcular distâncias;

- a recolha de dados decorreu entre 31 de Maio e 15 de Junho e entre 29 de Junho e 15 de Julho de 2009, períodos em que a iluminação da Lua foi superior ou igual a 50% (quarto crescente e Lua cheia);
- a recolha de dados decorreu entre meados de Maio e finais de Julho, altura em que a maior parte dos casais defende os territórios (Silva & Geraldès 1994, Tomé & Silva 1994);
- a recolha de dados decorreu na ausência de nebulosidade;
- a amostragem iniciou-se, pelo menos, 20 minutos depois do pôr do Sol (Silva *et al.* 1999);
- a amostragem só teve lugar quando a Lua se encontrava acima da linha do horizonte;
- foram definidos aleatoriamente 50 pontos de escuta pelo software ArcGIS 9.3 (Figura 6);
- os pontos de escuta foram ajustados aos locais de acesso mais próximos;
- os pontos de escuta tinham um raio de 250 m;
- os pontos de escuta distavam entre si pelo menos 600 m;
- considerou-se 400 m como a distância máxima a que um macho a cantar seria sempre detetado (Bibby *et al.* 2000);
- cada ponto de amostragem foi visitado duas vezes;
- a distribuição das visitas aos pontos de escuta em cada um dos períodos de amostragem foi feita aleatoriamente;
- a sequência das visitas por noite de amostragem foi feita aleatoriamente;
- nunca foram amostrados na mesma noite pontos contíguos ou muito próximos;
- foi utilizada uma ficha de campo para o registo dos dados (Anexo I).

O protocolo seguido nos pontos de escuta foi o seguinte:

- 2 minutos de espera inicial para estabilizar a perturbação criada com a chegada ao ponto de escuta
- 5 minutos de escuta inicial
- 1 minuto de vocalizações (playback)
- 4 minutos de escuta
- 1 minuto de vocalizações (playback)
- 4 minutos de escuta final

Para além dos registos auditivos obtidos nos pontos de escuta, foram recolhidos outros dados potencialmente relevantes:

- hora do nascimento e ocaso do Sol;
- hora do nascimento e ocaso da Lua;
- fase da Lua;
- altura da Lua;
- visibilidade da Lua;
- nebulosidade;
- velocidade do vento;

3.3- Variáveis descritivas

Definiram-se duas premissas primordiais: a primeira consistiu em definir variáveis de microhabitat e de macrohabitat; a segunda consistiu em dar primazia à estrutura da vegetação em detrimento da flora. Uma vez definidas as variáveis, passou-se à recolha de informação no terreno, coadjuvada pelo recurso a ferramentas SIG (análise de ortofotomapas através do software ArcGIS 9.3). Os dados recolhidos reportaram-se a toda a área de estudo, dando-se particular atenção às características das superfícies que se encontravam dentro dos 50 pontos de amostragem, já que seria essa a informação a ser considerada na análise estatística. Como os pontos de amostragem tinham um raio fixo de 250 m, fez-se o levantamento de 19,54 ha por cada ponto. As Tabelas 1 e 2 identificam as variáveis consideradas e a forma como a informação foi obtida. Dado que o tempo disponível para a recolha dos dados era limitado, foi através de estimação visual que se fez o levantamento da maior parte da informação associada à vegetação. Pelo mesmo motivo foi necessário definir *a priori* as classes das variáveis a considerar.

A definição das variáveis e respetivas classes obedeceu a um princípio de representatividade, *i.e.* apenas foram consideradas aquelas que estavam presentes em, pelo menos, 10 pontos de amostragem. Nos casos em que o requisito não foi cumprido houve uma junção com a variável/classe contígua, ou então foi excluída da análise.

Tabela 1 Variáveis de Macrohabitat utilizadas para a caracterização dos habitats.

Designação	Origem de dados
Comprimento do ecótono em metros	software SIG
Comprimento de caminhos rurais, aceiros e corta-fogos em metros	software SIG
Distância à linha de água mais próxima em metros	software SIG
Distância ao reservatório de água mais próximo (açudes e albufeiras) em metros	software SIG
Distância à estrada alcatroada mais próxima em metros	software SIG
Distância às linhas de média tensão mais próximas em metros	software SIG
Distância à casa habitada mais próxima em metros	software SIG
Distância à luz artificial mais próxima em metros	software SIG
Índice de heterogeneidade de habitat - número de habitats por local de amostragem	Derivada
Proporção de campos agrícolas e pastagens	Dados de campo + SIG
Proporção de matos	Dados de campo + SIG
Proporção de montado	Dados de campo + SIG
Proporção de olivais intensivos	Dados de campo + SIG
Proporção de olivais tradicionais	Dados de campo + SIG
Proporção de projetos florestais	Dados de campo + SIG
Proporção de rios e ribeiras (habitat ripícola)	Dados de campo + SIG
Proporção de estrutura de vegetação - herbáceo	Dados de campo + SIG
Proporção de estrutura de vegetação - herbáceo+arbustivo	Dados de campo + SIG
Proporção de estrutura de vegetação - herbáceo+arbóreo	Dados de campo + SIG
Proporção de estrutura de vegetação - herbáceo+arbustivo+arbóreo	Dados de campo + SIG

¹ Os estratos arbustivo e arbóreo consideram-se presentes se ocuparem 10% ou mais da superfície da área de amostragem

Foi possível identificar sete habitats dominantes na área de estudo: campos abertos² (16,5%), matos (14,5%), montado (37,8%), olival intensivo (7,9%), olival tradicional (8,4%), projetos florestais (11,8%), rios e ribeiras (3,2%). Nos habitats florestados como o montado, o olival tradicional e os projetos florestais, há ainda a apreciar a estrutura e a composição do subcoberto e o respetivo manejo associado, conferindo uma riqueza adicional à plethora de diversidade observável na região.

² Consideram-se campos abertos os campos agrícolas, os pousios e as pastagens.

Tabela 2 Variáveis de Microhabitat utilizadas para a caracterização dos habitats.

Designação	Classes	Origem de dados
Proporção de densidade arbórea	0 árvores/ha	Dados de campo + SIG
	>0;<50 árvores/ha	
	>50;<100 árvores/ha	
	>100 árvores/ha	
Proporção de altura das árvores	>2;<4 m	Estimativa visual
	>4;<6 m	
	>6 m	
Proporção de cobertura arbustiva	<10 %	Estimativa visual
	>10;<60 %	
	>60 %	
Proporção de altura dos matos	<0,5 m	Estimativa visual
	>0,5;<1,0 m	
	>1,0;<1,5 m	
	>1,5;<2,0 m	
Proporção de altura de ervas	<0,25 m	Estimativa visual
	>0,25 m	
Proporção de solo nu	<5 %	Estimativa visual
	>5;<10 %	
	>10 %	
Índice de estrutura da vegetação - estruturas de vegetação diferentes em cada local de amostragem	—————	Derivada
Pressão do pastoreio em Março-Abril-Maio	não pastoreado	Derivada
	pastoreio ligeiro	
	pastoreio moderado/pesado	

3.4- Procedimentos analíticos

De modo a revelar a relação entre a abundância do noitibó-de-nuca-vermelha e as características do ambiente, aplicou-se uma regressão linear múltipla (McCullagh & Nelder 1989), que é de grande utilidade quando a variável dependente não é binária (e.g. abundância de um animal). O recurso à regressão linear permitiu estimar a importância relativa de cada variável ambiental na determinação da magnitude da abundância do noitibó-de-nuca-vermelha (Van Emden 2008). De modo a ter confiança no modelo da regressão foram verificados os pressupostos da normalidade (avaliado pelo histograma dos valores residuais), a homogeneidade

(estimada em função da representação gráfica dos valores ajustados contra os valores residuais) e a independência (assegurada pela definição aleatória dos locais de amostragem). Complementarmente, os valores extremos e influentes foram investigados através do 'Cook's distance statistic'.

Numa primeira abordagem testaram-se modelos de escala simples que consideravam apenas fatores de macro ou de microhabitat. Complementarmente, testaram-se modelos multi-escala respeitantes a fatores de macro e microhabitat. A análise estatística foi efetuada através do programa informático R (R Development Core Team 2007). A seleção das variáveis a incluir nos modelos testados foi conseguida através de '*backward selection*', elegendo-se como modelo final o que apresentava o menor valor de AICc (*Akaike's Information Criteria corrected for small sample sizes*) (Burnham & Anderson 2002). Para além do AICc considerou-se também o coeficiente de determinação (r^2) que permitiu avaliar o quão bem-relacionadas se encontravam as variáveis independentes e a dependente (Zuur *et al.* 2007).

Foi dada uma atenção especial à avaliação da colinearidade entre as variáveis independentes. Para tal aplicou-se uma correlação de Pearson de onde se ponderou como não adequados todos os valores de correlação superiores a 0,7 (Tabachnick & Fidel 1996). Embora se tenham encontrado várias correlações, nenhuma variável foi excluída do procedimento de seleção de modelos, resultando num maior leque de opções para análise. No entanto, salienta-se que foram tomadas precauções rigorosas para que variáveis correlacionadas não fossem incluídas nos mesmos modelos.

No seguimento dos resultados da regressão linear, aplicou-se um teste não paramétrico de ajustamento chi-quadrado ('*goodness of fit*', Neu *et al.* 1974, Alldredge & Griswold 2006) para avaliar a existência de alguma relação entre a abundância do noitibó-de-nuca-vermelha e as espécies de matos dominantes na área de estudo. A vantagem do teste do chi-quadrado é que permite analisar o grau de associação entre duas variáveis sem necessitar da suposição de normalidade, porém é menos poderoso que o teste paramétrico. Contudo, nem todas as espécies de matos dominantes foram consideradas para análise dado que a maioria não era suficientemente representativa, *i.e.* dominante em dez ou mais pontos de amostragem. Assim, apenas duas espécies foram consideradas: a esteva (*Cistus ladanifer*) e o sargaço-negro (*Cistus monspeliensis*). De seguida procedeu-se a um novo teste chi-quadrado, desta vez para averiguar se as espécies de matos

destacadas no teste anterior tinham um efeito positivo ou negativo na abundância do noitibó-de-nuca-vermelha. Neste caso os dados foram introduzidos na forma de presença/ausência, o que permitiu aferir se a presença ou ausência de uma espécie particular de mato dominante tinha algum efeito sobre a abundância do noitibó-de-nuca-vermelha.

4- Artigo científico

Multi-scale habitat selection of the red-necked nightjar *Caprimulgus ruficollis* in Southern Portugal

Multi-scale habitat selection of the red-necked nightjar *Caprimulgus ruficollis* in Southern Portugal

Carlos Moreira¹, Nuno Faria^{2,3}, João E. Rabaça^{2,3}

¹ Avenida Simon Bolivar, 7830-361 Serpa.

² LabOr - Laboratory of Ornithology, Department of Biology, University of Évora, 7002-554 Évora, Portugal.

³ Mediterranean Landscapes and Ecosystems Research Group, Institute of Mediterranean Agricultural and Environmental Sciences, University of Évora, 7002-554 Évora, Portugal.

ABSTRACT

The red-necked-nightjar is a migratory bird that breeds in Southern Portugal. A multi-scale habitat selection survey was performed in the breeding season of 2009, comprising macro and microhabitat environmental features, aimed for the following guidelines: (1) identification of the most relevant multi-scale environmental features; (2) importance of water bodies (streams and/or dams); (3) effect of human-caused disturbance; and (4) determination of the role played by dominant shrub species. A collective use versus collective availability study design was performed through multiple linear regression, complemented by chi-square goodness-of-fit tests. Results showed human disturbance and livestock rearing as not being influential and open shrublands, water courses with riparian habitat, and low and medium/high shrubs being decisive for habitat selection. Recently degraded *montados* are presented as suitable. Dominant shrub species are possible indicators of environmental settings: *Cistus ladanifer* point out optimal habitat, whilst *Cistus monspeliensis* indicate sub-optimal settings.

Key-words: red-necked-nightjar, habitat selection, open shrubland, riparian habitat, vegetation structure, dominant shrub species, tree plantations, vegetation succession, livestock, human disturbance

INTRODUCTION

The red-necked-nightjar (*Caprimulgus ruficollis*) is a globally non-threatened (BirdLife International 2009) and non-SPEC (Tucker & Evans 1997) bird, which is restricted to dry warm regions of the Iberian Peninsula and NW Africa during the breeding season (Cramp 1985). Although an abundant and very widespread species,

studies are still required as most of its biological aspects are still unknown (Cramp 1985, ICN 2006).

It is usually assumed that individuals select where they choose to live (Cody 1985), and that it is possible to find correlations between the distribution, abundance, and demography of organisms and environmental variables (Buckland & Elston 1993, Morrison *et al.* 1998, Guisan & Thuiller 2005). The search for correlations of this kind is common in studies of “habitat selection” (Anderson & Gutzwiller 1994, Litvaitis *et al.* 1994, Jones 2001). Habitat selection studies are so common because it is assumed that understanding habitat selection processes enables us to predict population dynamics, community structure, and ecosystem function (Cornell 2007). Because the scale(s) at which habitat selection occurs may be unknown or misperceived by the observer, it is important to investigate at multiple scales in order to accurately detect habitat selection (Wiens 1989, Riitters *et al.* 1997, Graf *et al.* 2005). Multiple scale studies provide a fuller characterization of habitat use patterns and tend to explain more of the observed variation (Poizat & Pont, 1996), whilst studies conducted at single scales may incorrectly extrapolate selection for particular features across scales (Wiens 1989, Schneider 1994). To reach valid conclusions in studies of habitat selection, features of used habitat should be compared with available or unused habitat characteristics, considering that selection has been made when there is a disproportionate use of habitat features relatively to their availability (Manly *et al.* 1993).

Besides known central macrohabitat features, microhabitat features consisting in habitat vegetation components within the home range may too be critical for decision making. In addition, livestock may also induce changes in the environment, modifying conditions for other organisms. The indirect effects of such modifications may exceed the direct consequences of flows of energy and materials from plants to livestock (McNaughton 1992, Pastor & Naiman 1992), showing that they may serve as important regulators of ecosystem processes at several scales of time and space (Hobbs 1996). Hence, livestock act as important agents of environmental change, creating spatial heterogeneity, controlling the switches of ecosystems between alternative states, and accelerating successional processes (Wilson & Agnew 1992). Reid *et al.* (2010) alleged that the impacts of livestock on biodiversity are principally negative (mainly by trampling and grazing), although there are some positive impacts as well (e.g. by halting or reversing vegetation succession). The objective is to

ascertain if besides the known macrohabitat features, microhabitat features also have an effect on red-necked-nightjar habitat selection.

Although habitat selection is often regarded as a choice of preferred environmental features, avoidance of particular features must also be kept in mind. But disturbances create temporal and spatial heterogeneity of resources that can cause short- and long-term changes to habitat and disrupt interactions between individuals and resources (Bengtsson *et al.* 2000, Sousa 1984). Severe disturbance may dramatically alter habitat structure, causing reduced reproductive success or site abandonment (e.g. Jones *et al.* 2001, Penteriani *et al.* 2002). Gill & Sutherland (2000) argued that disturbance affects survival and reproduction through trade-offs between perceived risk and energy intake. Disturbance can be responsible for reshaping relationships between predators or competitors and aspects of habitat or landscape structure that birds have evolved to use when choosing places to settle (Misenhelter & Rotenberry 2000, Pidgeon *et al.* 2003). Hence, we aim to scrutinize the effect that man-originated disturbance have on red-necked-nightjar habitat selection.

Water lines are critical in biodiversity maintenance, especially in dry regions (Rottenborn 1999). Many insects have their life-cycle totally or partially related to water (Pennak 1978), meaning that it is common to find insects in, on or near water. Adult aquatic insects emerging from streams provide prey for a host of riparian consumers, including birds (Keast 1990, Gray 1993, McIntosh 2000) and other animals. As red-necked-nightjars feed on insects it is expectable to find the former foraging in the vicinity of water. In fact, Martin (1990) stated that some *Caprimulgidae* may feed over lakes and rivers. The issue posed is if water bodies, *sensu lato*, are a necessary and sufficient condition, or if there is a preference for particular water bodies, such as streams or irrigation/livestock drinking dams.

Vegetation architecture is an important factor shaping animal species' habitat associations (Wiens & Rotenberry 1981, Parmenter *et al.* 1989, Bertolino 2006). It is of common knowledge that some species are typically associated to well-defined successional stages, while others may appear in almost all stages. There are yet others that may only be found in some specific biotopes, such as the Spectacled Warbler (*Sylvia conspicillata*) that Santos (2000) associated exclusively to shrublands with *Cistus monspeliensis*. Bearing in mind biogeographical context, early successional shrublands are likely to be dominated by either Gum rockrose (*Cistus ladanifer*) or Montpellier cistus (*Cistus monspeliensis*) (Santos 2000). The great

resistance of these plants to drought and the fact that they segregate allelopathic substances, which suppress the growth of other plants, allows them to occupy and dominate the fields (Dias *et al.* 1989). We question if red-necked-nightjars exhibit preference for any of the dominant shrub species in the area, namely *Cistus ladanifer* and *Cistus monspeliensis*.

The main goal of this study is to determine how multiple scales of variation combine to produce the observed patterns of red-necked-nightjar distribution and abundance in southern Portugal. Although habitat selection studies for this species are not novel, it is not of our knowledge that multi-scale analysis, including macrohabitat and microhabitat features, have been tested. Accordingly, key macrohabitat and microhabitat features for red-necked-nightjar habitat selection are of pivotal importance for setting conservation guidelines.

In short we ask if: (1) multi-scale is more adequate than single-scale analysis to associate red-necked-nightjar habitat use with availability, identifying the most important environmental features for habitat selection; (2) water bodies (streams and/or dams) are relevant in red-necked-nightjar habitat selection; (3) human-caused disturbance operated by man-built structures, play a role in red-necked-nightjar habitat selection; and (4) red-necked-nightjar's abundance is an indicator of habitat preference or avoidance, given the role played by dominant shrub species.

METHODS

Study Area

The study area is located in south-eastern Portugal, in the municipality of Serpa (37°53'18''N, 7°33'36''W, 150 m a.s.l.), encompassing c. 4,250 ha of typical Mediterranean mosaic landscape (Figure 1). The northern rim of the study area, (30% of the total area), is a peneplain dominated by olive groves, sometimes interspersed with dryland cereal crops and *montados* (holm oak *Quercus rotundifolia* forested areas). The remaining 70% of the areas morphology alternates between more or less pronounced hills, sometimes with flattened tops and well marked valleys, dominated by *montados*. The area is crossed from east to west by the Limas stream, an intermittent tributary of the Guadiana River. Pasture lands are common on the *montado* understory or in more open fields, although nowadays dryland cereal

systems are growingly abandoned, giving rise to sucessional shrublands. The climate is characterized by a hot and dry period between June and September, where it barely rains, contrasting with a cold and humid period from late October to March. Over than 70% of year round rainfall is concentrated in the latter period, presenting an average total annual precipitation within 400-500 mm, and an annual average mean temperature of 17.5-20.0°C (Couto 2011).

Field Methods

We used ArcGIS 9.3 to randomly define 50 sampling sites with a 250 m radius, where we conducted a point-count survey during the breeding season of 2009. Red-necked-nightjars show a type B territorial behavior (Wilson 1975) and because singing males can be heard as far as c. 400 m (Bergmann & Helb 1982), all sampling sites were distanced at least 600 m apart from each other, in an attempt to avoid spatial autocorrelation.

In order to increase the survey efficiency census were carried out when the moon was high in the sky, at least twenty minutes after dusk, over than 50% moonlight and not obscured by clouds (Mills 1986). Each sampling site was visited twice in the breeding season of 2009 in periods of high vocal activity of the species (e.g. Tomé & Silva 1994): from 31st of May to 15th of June and from 29th of June to 15th of July. For each sampling site we used the highest number of contacts recorded on both visits.

We applied the following protocol in each census: (i) 2 minute delay to allow birds to settle; (ii) 5 minutes of active listening; (iii) 1 minute playback; (iv) 4 minutes of active listening; (v) 1 minute playback; (vi) 4 minutes of active listening.

Explanatory variables

Data on local vegetation composition and structure was obtained mainly by field recognition and visual estimates aided by ArcGIS 9.3 software, as can be seen on Tables 1 and 2.



Figure 1 Location and land use in the study area during the breeding season of 2009. Hexagons indicate the location of survey sites.

Accordingly to the physical features of the study site, it is uncontroversial that land use in a home range (macrohabitat) scale is evidenced primarily by vegetation structure as it is the major ecological factor determining the variability and

differentiation of bird communities in Mediterranean terrestrial landscapes (Prodon & Lebreton 1981). Therefore the first step was to assess all the habitats that were at hand, albeit only habitats verified in ten or more sampling plots were considered. In fact, this premise was transverse to all explanatory variables. Hence, seven main habitats were identified: grasslands (16.5%), shrublands (14.5%), pastoral woodlands - *montado* (37.8%), intensive olive groves (7.9%), traditional olive groves (8.4%), tree plantations (11.8%), and streams and rivers (3.2%). The second step was to take into account vegetation as layers, regardless of the species. As so, we measured only the presence of grass, shrub, and tree layers. All other macrohabitat variables were either derived from habitats and their features, or were directly related to human-built structures, such as paved roads, non-paved roads and firebreaks, power lines, inhabited houses, dams, and artificial light.

When taking into account microhabitat scale, *i.e.* habitat components within the home range, we had in mind what was already known about habitat preferences and selected features that we considered that were more likely to be germane throughout the decision-making process of selection. Thus regarding trees, shrubs, and grasses as the main components of habitat, we measured particular features into classes, such as tree density, tree height, shrub cover, shrub height, grass height, bare soil and vegetation structure. Along with habitat data collection, information regarding livestock was also gathered: plot number and size, livestock type and density, and the period of time livestock remained in each plot, covering the period running from March to May. The chosen time frame was linked to the expected arrival of red-necked-nightjars to Portugal.

In second hand we took in consideration the dominant shrub species as plant species composition also plays a role in shaping animal distribution, as plant species directly and indirectly influence the abundance and type of resources available to individuals (Holmes & Robinson 1981, Rotenberry 1985, Brower & Malcolm 1991, Barrow *et al.* 2000).

Data analysis

In view of understanding the environmental variables that discriminate between selected and avoided habitat we performed a design-1 study of collective use vs. collective availability (Thomas & Taylor 2006), where the distribution of red-necked-

nightjars (use) across environmental features (availability) could be compared. To reveal the predicted abundance-environment relationship, we used multiple linear regression (McCullagh & Nelder 1989), that enabled us to estimate the relative importance of each of the environmental variables in determining the magnitude of red-necked-nightjar abundance (Van Emden 2008). In order to place confidence in the regression model, the assumptions of normality (assessed by a histogram of the residuals), homogeneity (assessed by plotting fitted values against residuals), and independence (assured by the random definition of sampling sites) were verified. In addition, influential extreme values were investigated with Cook's distance statistic.

Table 1 Macrohabitat variables used for habitat description.

Code	Description	Data source
L.ecoton	Ecotone length in meters	GIS software
L.npr_fb	Non-paved roads and firebreaks length in meters	GIS software
D.stream	Distance to the nearest stream channel in meters	GIS software
D.SW.dam	Distance to the nearest still water body (dams) in meters	GIS software
D.pavedR	Distance to the nearest paved road in meters	GIS software
D.powerL	Distance to the nearest power lines in meters	GIS software
D.inhHou	Distance to the nearest inhabited house in meters	GIS software
D. artLig	Distance to the nearest artificial light in meters	GIS software
I.HabHet	Habitat heterogeneity index - number of different habitats within each site	Derived
P.H.gras	Percentage of Grassland	Field recognition + GIS
P.H.shru	Percentage of Shrubland	Field recognition + GIS
P.H.mont	Percentage of <i>Montado</i>	Field recognition + GIS
P.H.intO	Percentage of Intensive olive groves	Field recognition + GIS
P.H.traO	Percentage of Traditional olive groves	Field recognition + GIS
P.H.treP	Percentage of Tree plantations	Field recognition + GIS
P.H.stre	Percentage of Streams and rivers (riparian habitat)	Field recognition + GIS
P.VS._G	Percentage of Vegetation Structure - Grass layer	Field recognition + GIS
P.VS._GS	Percentage of Vegetation Structure - Grass+Shrub layers	Field recognition + GIS
P.VS._GT	Percentage of Vegetation Structure - Grass+Tree layers	Field recognition + GIS
P.VS.GST	Percentage of Vegetation Structure - Grass+Shrub+Tree layers	Field recognition + GIS

[†] Shrub and tree layers were considered present if they filled out 10% or more of the survey plot area.

Table 2 Microhabitat variables used for habitat description.

Code	Description	Classes	Data source
P.TD.__0	Percentage of tree density	0 trees/ha	Field recognition + GIS
P.TD.0_1		>0;<50 trees/ha	
P.TD.1_2		>50;<100 trees/ha	
P.TD.2_3		>100 trees/ha	
P.TH.0_1	Percentage of tree height	>2;<4 m	Visual estimation
P.TH.1_2		>4;<6 m	
P.TH.2_3		>6 m	
P.SC.0_1	Percentage of shrub cover	<10 %	Visual estimation
P.SC.1_2		>10;<60 %	
P.SC.2_3		>60 %	
P.SH.0_1	Percentage of shrub height	<0,5 m	Visual estimation
P.SH.1_2		>0,5;<1,0 m	
P.SH.2_3		>1,0;<1,5 m	
P.SH.3_4		>1,5;<2,0 m	
P.GH.0_1	Percentage of grass height	<0,25 m	Visual estimation
P.GH.1_2		>0,25 m	
P.BS.0_1	Percentage of bare soil	<5 %	Visual estimation
P.BS.1_2		>5;<10 %	
P.BS.2_3		>10 %	
I.VgSHet	Vegetation structure index - different vegetation structures within each site	—————	Derived
unGrazed	Livestock pressure during March-April-May	ungrazed (0)	Derived
lightGra		lightly grazed (≤ 0.3)	
mo.heGra		moderate/ heavily grazed (> 0.3)	

In first hand we tested models consisting solely on macrohabitat or microhabitat features, and secondly we tried models grouping both scales. Data analysis was performed using R software (R Development Core Team 2007). Variable selection was achieved through a backward selection procedure, and the final model was obtained by choosing the lowest Akaike's Information Criteria corrected for small sample sizes (AICc) of all possible models (Burnham & Anderson 2002). In addition to AICc we considered the coefficient of determination (r^2) to assess how well-related were the explanatory and response variables (Zuur *et al.* 2007).

Special attention was given to the assessment of collinearity between explanatory variables. For that we used Pearson's correlation and considered as not suitable all correlation values over 0.7 (Tabachnick & Fidel 1996). Although various

correlations were found, no variables were excluded from the model selection procedures, providing us with more options for analysis. Hence, rigid precautions were taken so that correlated variables were not included in the same models being tested.

Livestock data were processed in second hand, having converted livestock heads into livestock units, in accordance with Portuguese Regulation n.º 1698/2005, of the 20th of September. After further development, data were ranked into three classes of grazing pressure. Hence, not grazed, lightly grazed, and moderately and heavily grazed plots were calculated for the three month period. Similarly, linear regression was performed, taking in view the same premises focused earlier for habitat variables.

A non-parametric chi-square goodness-of-fit test (Neu *et al.* 1974, Alldredge & Griswold 2006) was performed to follow-up the results from linear regression, presenting a new dimension to the analysis: flora, regarding the dominant shrub species that thrived throughout the study area. The purpose of the test was to assess whether red-necked-nightjar abundance was related to dominant shrub species. However, not all existing dominant shrub species were considered for analysis since most were not sufficiently representative, *i.e.* dominant in ten or more sampling sites. Thus only two species were considered: gum rockrose (*Cistus ladanifer* L.) and Montpellier cistus (*Cistus monspeliensis* L.). All other species, as well as the inexistence of shrubs, were grouped in a category named “Other”. In turn, red-necked-nightjar abundance data was grouped into three categories: none, without any record; low, with only one record; moderate/high, with two or more records.

Given that chi-square goodness-of-fit test does not determine preference or avoidance of individual categories, data was inspected to determine which observations contributed most to the calculated chi-square value, and whether a specific type was preferred or avoided (Neu *et al.* 1974). This was obtained by finding the classes with the biggest difference between observed and expected values. Hence, the test output was interpreted as follows: dominant shrubs were selected if red-necked-nightjar used them in greater proportion than available; dominant shrubs were avoided if their availability was greater than that used by red-necked-nightjar; and dominant shrubs were neither selected nor avoided if red-necked-nightjar used them in proportion to availability.

The next step consisted in determining if particular dominant shrub species had a positive or negative effect on red-necked-nightjar abundance. For this, a

supplementary chi-square goodness-of-fit test was carried out taking into account only the shrub species selected from the previous chi-square test. In this case data was computed in an absence/presence form, enabling us to associate preference or avoidance of red-necked-nightjar before presence or absence of particular shrub species. Abundance data and inspection of the test output were carried out in the same manner as the former chi-square test.

RESULTS

Singing males were recorded in most sampling sites, with only eleven sites without any observation. On the other hand, four singing males were registered in two sites. Sixteen, twelve, and nine observations were accounted for an abundance of one, two, and three birds, respectively.

The attempt to bring up models consisting solely on macrohabitat or microhabitat features was unsuccessful, even after transformation and trying Generalized Linear Modeling (GLM) with a Poisson distribution. The only situation left was the analyses of models concerning simultaneously both macrohabitat and microhabitat features. The model with the lowest AICc was selected (Burnham & Anderson 2002), comprising four explanatory variables, as evidenced on Table 3. All other significant models presented an AICc value over two points higher.

Table 3 Coefficient output of the best model by linear regression, presenting estimates of the parameters of the regression line and their significance.

	Estimate	Std Error	t-value	p-value
(Intercept)	0.61	0.21	2.90	0.006
P.H.stre	14.53	4.19	3.47	0.001
P.SH.0_1	1.53	0.43	3.52	0.001
P.SH.2_3	1.27	0.53	2.41	0.020
P.VS._GS	1.03	0.44	2.34	0.024

Regression diagnostics indicates that the residuals are symmetrical and have a median of zero, following an approximate normal distribution. Analysis of residuals versus fitted values shows no clear residual pattern, indicating that homogeneity is not violated. Moreover, we found no influential observations based on Cook's distance. The R^2 value for this model is 0.40, indicating thus that 40% of the variation

in the response variable can be explained by the model. The F -statistic is 7.38 on 4 and 45 degrees of freedom which is highly significant ($p < 0.001$).

All the explanatory variables have a positive relationship with the abundance of red-necked-nightjars. Low shrubs - Shrub height ($<0.5\text{m}$) - have the highest relative importance in the model, while determining the magnitude of the response variable ($t = 3.519$, $p = 0.001$), followed by riparian habitat - streams and rivers habitat - ($t = 3.465$, $p = 0.001$), and medium-height shrubs - shrub height (>1.0 , $<1.5\text{m}$) ($t = 2.411$, $p = 0.020$). Finally the less important variable is vegetation structure consisting of grasses and shrubs, indicative of open shrubland with dispersed shrubs ($t = 2.340$, $p = 0.024$).

Concerning the red-necked-nightjar classes of abundance - none, low, moderate/high - there is a likely difference between none and moderate/high abundances for all the environmental features considered in the model except for medium-height shrubs (>1.0 , $<1.5\text{m}$). For the latter, a likely difference can be inferred for low and moderate/high abundances (Figure 2).

Low shrubs are present in only 13 sampling sites while all other model variables are present in near half the sites (riparian habitat in 24 sites, medium-height shrubs in 25 sites, and open shrubland in 22 sites). Even so, low shrubs are presented as the most important variable in the model. In fact, of the 13 sites with low shrubs, moderate/high abundance of red-necked-nightjars was attained in nine sites, corresponding to 69 % of total sites, while only three sites (23 %) had low abundance. The same pattern was found on the other variables, although with different values. For riparian habitat, 12 sites (50 %) presented moderate/high abundance, as nine sites (38 %) had low abundance. Seventeen sites (68 %) with medium-height shrubs corresponded to moderate/high abundance, whereas low abundance was observed in five sites (20 %). Open shrublands, in turn, had 10 sites (45 %) with moderate/high abundance, as seven sites (32 %) presented low abundance.

Livestock data presented no significant result at all. No causal effect was found from livestock pressure upon red-necked-nightjar habitat selection.

The chi-square goodness-of-fit test showed a significant association between red-necked-nightjar abundance and dominant shrub species (Figure 3). For moderate/high abundance, the percentage of Gum rockrose (*Cistus ladanifer*) is relatively high, whereas, by contrast, Montpellier cistus (*Cistus monspeliensis*) presents rather low values. The reverse is observed at low abundance where

Montpelier cistus (*Cistus monspeliensis*) reclaims a much higher position than Gum rockrose (*Cistus ladanifer*). Other shrub species are the most determinant in all abundance classes, although for both low and moderate/high abundance the difference between the two highest values is minimal. Attention must be called to note that the category “Other” comprises not only various shrub species, but also their absence (e.g. in grasslands).

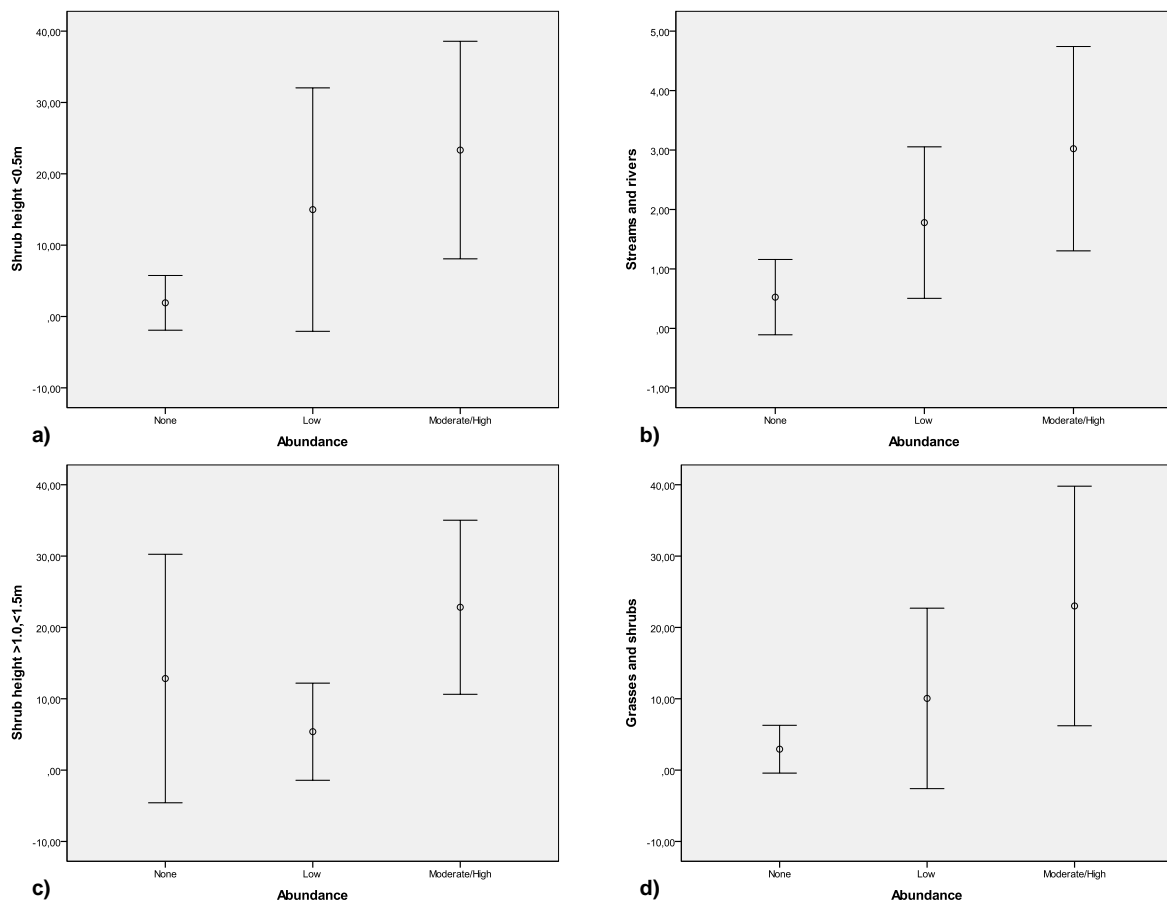


Figure 2 The mean percentage area of environmental variables + 2 s.e. on three classes of red-necked-nightjar abundance (none, 0; low, 1; moderate/high ≥ 2). a) Mean + 2 s.e. regarding percentage of low shrubs (< 0.5 cm) area. b), c) and d) As Fig. 2a, but for water courses, medium-height shrubs (>1.0, <1.5 cm), and open shrubland, respectively. N = 50.

Once recognizing that dominant shrub species were significantly associated with red-necked-nightjar abundance, a more detailed analysis became relevant. For that, a chi-square goodness-of-fit test was performed in order to examine the relation between red-necked-nightjar abundance and the absence/presence of the two major dominant shrub species. Both testes revealed a significant association. Figure 4 exposes the relation between red-necked-nightjar abundance and the considered dominant shrub species. An inquiry of the results shows that red-necked-nightjars

preferred sites with a low proportion of Montpellier cistus as dominant shrub species, but with a high proportion of dominant Gum rockrose. At low abundance sites the role of both shrub species is inverted, having preference associated to Montpellier cistus dominated landscapes, as Gum rockrose domination is unattractive.

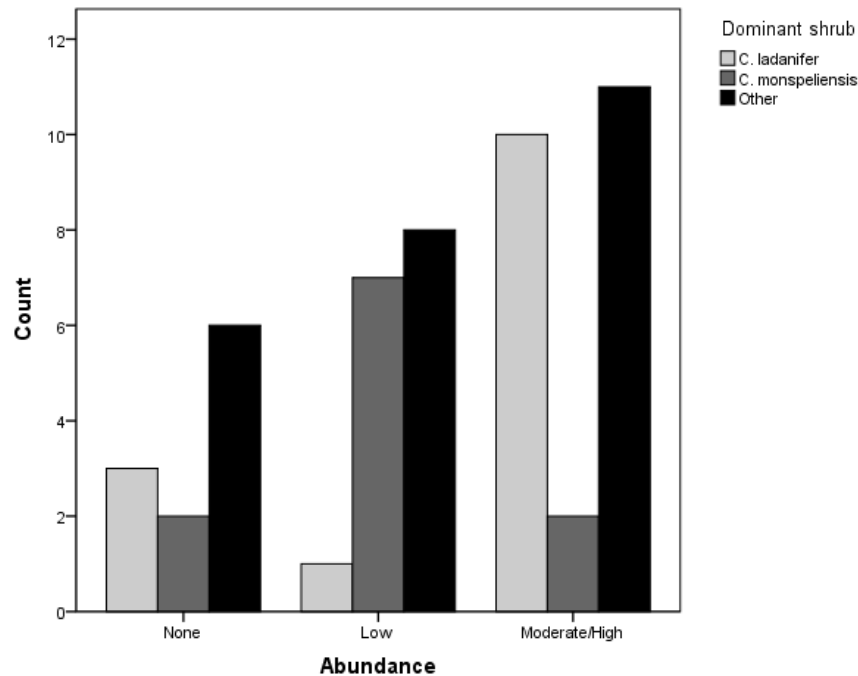


Figure 3 Red-necked-nightjar abundance (use) within dominant shrub species (availability). Chi-square goodness-of-fit test showed a significant association between abundance (none, 0; low, 1; moderate/high, ≥ 2) and dominant shrub species ($\chi^2 = 10.104$, d.f. = 4, $p < 0.05$). N = 50.

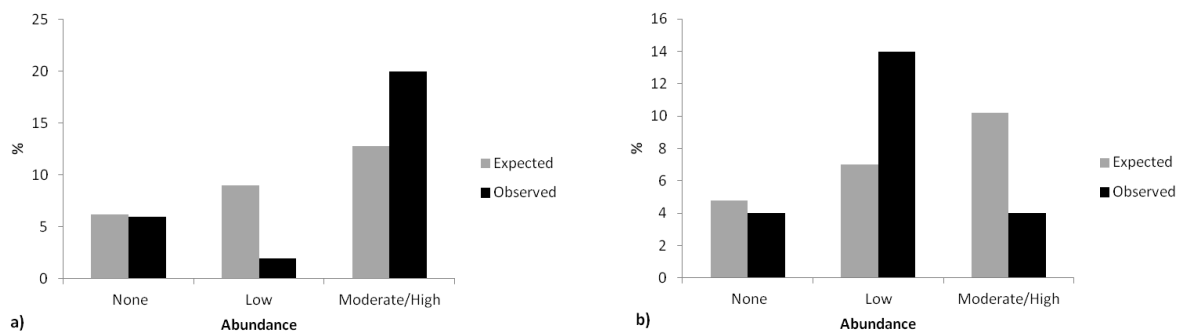


Figure 4 Chi-square goodness-of-fit test revealing a significant association within use and availability among red-necked-nightjar abundance (none, 0; low, 1; moderate/high, ≥ 2) and dominant shrub species. a) Relationship of abundance with expected and observed counts of *Cistus ladanifer* ($\chi^2 = 6.491$, d.f. = 2, $p < 0.05$). N = 50. b) Relationship of abundance with expected and observed counts of *Cistus monspeliensis* ($\chi^2 = 6.877$, d.f. = 2, $p < 0.05$). N = 50.

DISCUSSION

Single-scale versus multi-scale

Single-scale analysis, either for macro as for microhabitat, revealed to be inappropriate to model habitat selection of the red-necked-nightjar via design-1 use vs. availability study. To attain significant results only a multi-scale analysis showed to be suitable. Our analysis showed that there is a higher probability for the occurrence of red-necked-nightjars in open shrublands composed of low shrubs, and near water courses, meeting the main references in authoritative text books (e.g. Cramp 1985, Tucker & Evans 1997, DelHoyo 1999, Equipa Atlas 2008, Catry *et al.* 2010). Preference for medium-height shrubs seems to be novel. Although the revised literature indicates preference for other shrub formations/structures than open low-shrublands, shrub height is never mentioned, besides being low. Of the four model variables, two concern macrohabitat features - open shrubland and riparian habitat - whilst the other two pertain microhabitat features - low shrubs and medium-height shrubs -, although the latter consist of two classes of the same variable.

Model analysis revealed that low and medium-height shrubs are important microhabitat features for red-necked-nightjar habitat selection. Inspection of field and GIS data showed that when medium-height shrublands, were related to degraded *montados*, semi-abandoned traditional olive groves, and grasslands at a much smaller extent, we were facing moderate/high abundance of red-necked-nightjar (≥ 2 per site). In this case, all habitats were subject to reduced human intervention during the last years, leading to shrub encroachment and development. In most cases of successional progression, medium-height shrubs would be expected to be found within a more dense and continuous vegetation structure, but here that was not so. The main degraded *montado* area, just as grasslands, had not been cultivated for several years and was fitted as natural pasture, giving way to natural vegetation succession. Having these habitats been used for extensive livestock rearing, shrubs were not allowed to spread out through the fields. Those who subsisted were mainly *Cistus ladanifer* and *Cistus monspeliensis* that are unpalatable to livestock. On the other hand, extensive traditional olive groves were occasionally visited by sheep that contributed for a more or less open vegetation structure. Although sheep were not exerting constant pressure on shrubs, annual olive harvesting contributed to control

sucessional evolution. Since we are considering extensive agriculture, agrochemicals (e.g. pesticides) are slightly, or even not, used, enhancing insect proliferation. Scattered trees and shrubs with low disturbance and insect availability are settings that favor red-necked-nightjar abundance.

A thorough analysis of field data showed that low shrubs occurred mainly on degraded *montados*, and that for the same reasons exposed above, were facing a more recently installed sucessional process.

Bearing in mind the above considerations, we suggest that degraded *montados* in an early sucessional trend, or in a more advanced stage but with scattered shrubs, are suitable for red-necked-nightjars. This remark may bring up suspicion, as *montados* were not included in the selected model. A reason may be the large variety of *montado* subtypes in the study area, encompassing various sucessional stages. Ranging from the typical two-layered strata, comprising herbaceous and tree layers, to the almost pre-forest form, where dense scrub cover the understory, a vast array of other sucessional stages can be found. Therefore, taking *montados* as a whole might be misleading and should be handled with much caution.

Analysis also included the effect of livestock on red-necked-nightjar habitat selection. As most pastures were low and moderately grazed, resulting from extensive rearing, the magnitude of livestock induced impacts may not have had the required extent to trigger a response by red-necked-nightjars.

Human-caused disturbance

None of the human-built structures, origin of potential disturbance, present in the study area revealed to have any effect on red-necked-nightjar habitat selection. Neither distance to paved roads, power lines, inhabited houses, or artificial light have a detrimental effect. Regarding mortality due to trampling as being probably the leading cause of unnatural death (Cabral *et al.* 2006), and since an asphalted road crosses the study area, we expected that red-necked-nightjars would avoid habitats surrounding it. Given that it is a secondary road in a rural area with very low traffic intensity at night may explain why close habitats are not avoided. Power lines, in turn, as physical obstacles could increase the risk of collision. But, in fact, in the same manner as for paved roads, no association was found. Another cause of possible disturbance were inhabited houses, but despite a small village in the study

area (Santa Iria with c. 460 inhabitants) where red-necked-nightjars are not usually observed, all other houses were sparsely distributed, thus not presenting relevant disturbance. By the contrary, artificial light was expected to have a positive effect as many insects are attracted to light, providing a hypothetical “free meal”. Although not fitting well in the concept of disturbance, a fact is that artificial light alters the natural scenery, and so is regarded as one. As said earlier many houses are widely scattered, and so, do not have access to public illumination. There, residents make use of dim-light private street lamps, which in many cases are disconnected after a few hours. Therefore artificial illumination, just as the other human-built structures, is not sufficiently representative to influence red-necked-nightjar behavior or play a decisive role in habitat selection.

Water bodies

Two major water structures were considered: streams, and dams for irrigation or for livestock to drink from (built outside the water courses). Data analysis shows that riparian habitat has a positive association with red-necked-nightjar abundance, whilst dams do not. This may be due to riparian vegetation that grows alongside the stream which contributes for higher insect availability, unlike dams that usually do not have much vegetation surrounding them. Although the Limas stream did not have running water during the survey period, only ponds, we must consider that there are times of the year when water flows, harboring lotic species. In a word, streams harbor both lotic and lentic species throughout the year, while in dams we can only find lentic invertebrates. Therefore streams must be the preferred water bodies as they present higher insect availability. Moreover, Murakami & Nakano (2002) showed that insectivorous birds visit riparian forest plots more frequently than upland plots and consume both adult aquatic insects emerging from the stream and herbivorous insects that feed on riparian vegetation.

Dominant shrub species

The results show us that a higher abundance of red-necked-nightjars could be found where *Cistus ladanifer* was the dominant shrub species. Moreover, there was a

complete turnover where red-necked-nightjar abundance was low, shifting to dominant *Cistus monspeliensis*. GIS analysis, complemented with field notes, showed that both species prospered in different environmental settings. Considering that *Cistus ladanifer* were associated to medium-high red-necked-nightjar abundance (≥ 2 birds per sampling site), we point them out as indicators of optimal habitat setup. On the contrary, *Cistus monspeliensis* are linked to sub-optimal settings as they are coupled with low red-necked-nightjar abundance (one bird per sampling site). Further, shrub species did not intermingle in the field, apart transitional areas where both could be found (mainly degraded *montados*). In these cases, when *Cistus ladanifer* was the prevalent species, red-necked-nightjar abundance was high, whilst abundance was low when *Cistus monspeliensis* dominated over *Cistus ladanifer*.

Cistus ladanifer were effectively found as the exclusive dominant shrub species in three afforestation patches, consisting on recently planted or coppiced pine, eucalyptus, or cork oak plantations. In fact, a eucalyptus stand (coppiced two years earlier) held a consistently high abundance of red-necked-nightjars, in accordance with what Silva & Reino (1996) had already stated. The alleged association between *Cistus ladanifer* and recent tree plantations can be due to soil properties. Tree plantations are usually related to sloping, hilly land with low agricultural potential, the same conditions where *Cistus ladanifer* thrives. Here the terrain is very rugged leading us to the meandering Limas stream that lies at the bottom of a steep valley. There, riparian habitat fills out the stream banks. Since we are dealing with subsidized plantations, livestock is not allowed and human intervention is scanty, thus generating low disturbance levels. In addition, tree plantation ground cover is discontinuous as trees are planted in orderly rows, giving rise to a considerable extent of bare soil between the rows. Vegetation between the rows is removed in a rotational scheme, but not within the rows, allowing *Cistus ladanifer* to prosper. An extensive amount of non-paved roads for wood transportation, and firebreaks to prevent fires provide further open spaces. All these traits brought together (open woodland with low trees, proximity of riparian habitat with consequent insect richness, and very low disturbance) provide excellent conditions for the red-necked-nightjar. In fact, red-necked-nightjar abundance is high, with a mean of 1.9 birds per sampling site. And so, as Aragonés *et al.* (2001) stated that red-necked-nightjars could be found in either isolated or aggregated breeding, and that in the latter, nesting aggregation was more related to habitat than to coloniality, we believe that loose nesting aggregation might have taken place at the tree plantations where

Cistus ladanifer was the dominant shrub species. In short, we are convinced that it was not the presence and dominance of Gum rockrose *per se* that attracted red-necked-nightjars, but the whole environment to which it is associated.

Unlik *Cistus ladanifer*, patches of *Cistus monspeliensis* were small and spread throughout the whole study area, presenting a more ubiquitous display, being found at diverse environmental settings. Since we could not ascertain any other plausible explanation for red-necked-nightjar low abundance to be related with *Cistus monspeliensis* dominated sites, and even though we do not have in hand field data to support our reasoning, we suggest that birds settled in less suitable sites may have been conditioned by agonistic behavior within conspecifics. An example of agonistic behavior was described by Fretwell & Lucas (1970) as an ideal-free or despotic distribution where intensified intraspecific competition forces subordinate individuals to occupy marginal lower-quality habitats that are less suitable, and hence with a poorer fitness potential. Another agonistic approach is the ideal preemptive or source-sink distribution (Pulliam 1988, Pulliam & Danielson 1991) where individuals simply select and occupy the best highest-quality site available (source), leaving it unavailable for others that have to content themselves with lower-quality habitats (sink). As the study site contains a relatively high concentration of red-necked-nightjars, it is unlikely that best suited habitat, represented by dominant *Cistus ladanifer*, would be available for all individuals.

CONCLUSIONS

Habitat selection is essentially based on macrohabitat features, as open shrubland and water courses with riparian habitat. Microhabitat features were also stressed by the selected model, highlighting the relevance of shrub height. However, low and medium/high shrubs are found at very similar environmental settings, bringing up degraded *montados*, in an early sucesional phase or with scattered shrubs, as being suitable for red-necked-nightjars. Livestock impact did not seem to affect red-necked-nightjar's decision making.

Dominant shrub species are suggested as good indicators of surrounding environmental settings. While *Cistus ladanifer*, associated to recent tree plantations and near riparian habitat in deep valleys surrounded by Mediterranean degraded forests and shrubland, are a good omen for high red-necked-nightjar abundance,

Cistus monspeliensis, on the other hand, suggest lesser quality environmental settings that, in turn, predict low bird abundance.

Human disturbance is not influential at low levels, and man-made water bodies, such as dams, are less attractive than streams bordered by riparian vegetation.

5- Resultados

No Anexo II sintetiza-se a informação obtida através dos censos realizados. É possível verificar que se obtiveram mais contagens no primeiro período de amostragem (31 de Maio a 15 de Junho) comparativamente com o segundo. De resto, no segundo período de amostragem a maioria dos registos obtidos ocorreu após a emissão das gravações.

Os pontos 3, 14 e 50 não foram censados na primeira fase de amostragem devido às más condições meteorológicas. Para compensar essa situação, os pontos foram censados duas vezes na segunda fase de amostragem, ocorrendo a primeira visita logo no início do período, ficando a segunda visita para os últimos dias do mesmo período.

6- Considerações finais

Quando se fazem estudos de seleção de habitat através de uso-disponibilidade é preciso não esquecer que os resultados devem ser vistos apenas no contexto de uso do habitat, capacitando-nos de prever densidades ou ocupação de habitats noutras circunstâncias. Os resultados não nos permitem concluir que as variáveis do modelo são importantes para os indivíduos, nem que são os sinais utilizados para a seleção de habitat, nem tão pouco que medem a qualidade do habitat (Wiens 1989b, Block & Brennan 1993). Também é preciso considerar que apesar do modelo excluir variáveis, não se pode concluir que os mesmos não tenham qualquer relação com o processo de seleção de habitat. O que o modelo nos diz é que as variáveis selecionadas apresentam uma relação ordenada e repetível, possibilitando a definição de um padrão que nos permite fazer previsões (Wiens 1989b). Mas nem todas as relações são regulares. De facto, apreciando o exposto e tendo em mente que o coeficiente de determinação do modelo (R^2) é 0,4 torna-se claro que a seleção de habitat pelo noitibó-de-nuca-vermelha só é parcialmente explicado pelo modelo e que há muito mais a considerar sobre o assunto.

Outra observação é que só através de estudos de longa duração é que se consegue obter descrições precisas de uso de habitat, necessárias para compreender as influências de processos lentos, eventos raros ou episódicos, processos altamente variáveis, e fenómenos complexos de uso de habitat (Franklin 1989). Assim, uma investigação mais intensiva e exata seria necessária dentro de uma escala temporal mais ampla, dado que os eventos que ocorrem ao longo do ciclo anual estão ligados entre si e as interações entre as estações devem ser consideradas, especialmente com as aves migratórias que vivem em ambientes sazonais (Fretwell 1972, Marra *et al.* 1998, Nebel & Lank 2003). Também é recomendável realizar este tipo de investigação em áreas de estudo mais alargadas, com um maior número de unidades de amostragem, de modo a aumentar a precisão e, consequentemente, a robustez estatística dos resultados.

Para além do comportamento agonístico e cooperativo proposto relativamente aos matos dominantes, uma terceira abordagem deve ser efetuada, pondo de lado as interações entre conspecíficos. Nesta abordagem alguns indivíduos escolhem livremente a viver em habitats de menor qualidade mesmo havendo disponibilidade de habitats de melhor qualidade. A tenacidade ao local (*'site tenacity'*) é um bom

exemplo de tal comportamento. Indivíduos que procriaram anteriormente em habitats menos adequados podem retornar a esses mesmos locais mesmo quando há vagas em locais melhores (Wiens & Rotenberry 1985, Lanyon & Thompson 1986). A reocupação de ninhos já foi observada por Aragonés (2003), que sugeriu que o comportamento não estava relacionado com a disponibilidade de locais onde pudessem construir o ninho. Outro exemplo está relacionado com as armadilhas ecológicas (*'ecological traps'*) (Dwernychuk & Boag 1972). Neste caso os indivíduos ponderam mal os sinais ambientais, levando-os a cometer erros na avaliação do habitat (Donovan & Thompson 2001, Kokko & Sutherland 2001, Schlaepfer *et al.* 2002, Kristan 2003). Consequentemente esses indivíduos acabam por preferir habitats de qualidade inferior em detrimento de habitats de qualidade superior disponíveis (Battin 2004).

O efeito negativo ou positivo que o gado poderá ter sobre a distribuição e abundância do noitibó-de nuca-vermelha é uma dimensão que carece de mais investigação. Não será de admirar que estudos posteriores venham a demonstrar que, de facto, o gado dá o seu contributo em todo o processo de seleção de habitat. Se por um lado é inegável o papel preponderante que o gado tem na manutenção dos espaços abertos que favorecem o noitibó-de-nuca-vermelha, por outro lado não se pode descurar que um aumento na pressão do gado poderá ter o efeito contrário, *i.e.* o pisoteio e a destruição de vegetação poderão fazer com que as aves evitem alguns locais.

Dado que os resultados da análise estatística corroboram o princípio que o noitibó-de-nuca-vermelha necessita de matagais abertos com disponibilidade de linhas de água com vegetação ripícola, parece evidente que os esforços de conservação deverão estar centrados em manter essas condições. Neste caso em concreto, tendo em consideração que os solos com melhor aptidão agrícola irão provavelmente passar a ser explorados de forma intensiva, aproveitando o perímetro de rega de Alqueva, não parece útil nem benéfico tentar atuar aí. Se se passar para os terrenos de menor produtividade então será possível implementar medidas sustentáveis que conciliem os interesses conservacionistas com os interesses económicos dos proprietários. A manutenção da exploração extensiva associada aos montados e aos olivais tradicionais será determinante. A implementação de medidas agroambientais através da Política Agrícola Comum (PAC) permitirá o fomento de sistemas agro-silvo-pastoris tradicionais que são uma mais-valia tanto

para a biodiversidade como para a economia local. Nos locais mais declivosos que conduzem à Ribeira de Limas, as únicas opções são o abandono ou a implementação de projetos florestais, os quais, conforme os resultados obtidos, não se afiguram negativos para o noitibó-de-nuca-vermelha, muito pelo contrário. Porém é preciso ressaltar que, em princípio, o efeito positivo só se verifica nos primeiros anos, quando a vegetação está pouco desenvolvida, criando uma estrutura aberta. A partir do momento em que a volumetria da vegetação aumenta devido ao crescimento das árvores, o habitat perde atratividade. Assim, a estratégia passaria pela implementação de medidas que proporcionassem um mosaico de habitats de transição entre zonas de vegetação esparsa (projetos florestais novos) e zonas florestais (projetos florestais antigos e matagais altos). A heterogeneidade não se ficaria pela paisagem, mas também pelas espécies florestais a utilizar. Embora se deva dar prioridade às espécies autóctones, não será de descurar a utilidade do eucalipto que, devido ao seu rápido crescimento, permite um retorno mais rápido do investimento ao proprietário. Ademais, é um bom sumidouro de carbono e devido a rebentar por toixa faz com que haja menos mobilizações do solo, prevenindo a erosão.

A atividade cinegética terá uma palavra a dizer, pois a gestão dos matagais para a caça poderá travar o percurso sucessional, mantendo algumas áreas com vegetação mais baixa e aberta, criando condições favoráveis para o noitibó-de-nuca-vermelha. O incentivo à proliferação de rebanhos de ovelhas e de cabras seria também uma medida positiva, na medida em que conseguem controlar melhor a progressão dos matos e os seus excrementos são mais facilmente degradáveis, contribuindo para a fertilidade dos solos e para o ciclo dos nutrientes

As duas últimas medidas de gestão passariam por restringir o uso de pesticidas, nomeadamente através do estímulo de utilização de substâncias mais facilmente degradáveis, cujo impacte ambiental não seja tão nefasto, e pelo controlo da qualidade da água da Ribeira de Limas e fomento de vegetação ripícola nas suas margens.

7- Referências bibliográficas

- Acácio, V., Holmgren, M., Rego, F., Moreira, F. & Mohren, G.M.J. 2008. Are drought and wildfires turning Mediterranean cork oak forests into persistent shrublands? *Agroforest Systems* 76: 389-400.
- Agra, H. & Ne'eman, G. 2009. Woody species as landscape modulators: their effect on the herbaceous plants in a Mediterranean maquis. *Plant Ecology* 205: 165-177.
- AGRO.GES, 2001. *À esquerda do Guadiana. Plano Estratégico de Desenvolvimento Agro-Rural dos Concelhos de Moura, Serpa e Barrancos*. Cooperativa Agrícola de Moura, Serpa e Barrancos.
- Aguiar, M.R., Paruelo, J.M., Sala, O.E. & Lauenroth, W.K. 1996. Ecosystem responses to changes in plant functional type composition: An example from the Patagonian steppe. *Journal of Vegetation Science* 7: 381-390.
- Allredge, J.R. & Griswold, J.J. 2006. Design and analysis of resource selection studies for categorical resource variables. *Journal of Wildlife Management* 70: 337-346.
- Allen, H.D., 2001. *Mediterranean Ecogeography*. Ecogeography Series. Pearson Education Limited, Essex, England.
- Alves, A.L., Carvalho, N.S., Silveira, S.C., Marques, J.P., Costa, Z. & Horta, A.L.L. 2003. *O abandono da actividade agrícola*. Grupo de Trabalho Agro-Ambiental. Acção 2.2.1. Ministério da Agricultura, Desenvolvimento Rural e Pescas, Lisboa.
- Anderson, S.H. & Gutzwiller, K.J. 1994. Habitat evaluation methods. In Bookhout, T.A. (ed.). *Research and management techniques for wildlife and habitats*. The Wildlife Society. Bethesda, MD U.S.A.: 254-271.
- Aragonés, J. 2003. Breeding biology of the red-necked nightjar *Caprimulgus ruficollis* in southern Spain. *Ardeola* 50(2): 215-221.
- Aragonés, J., Arias de Reyna, L. & Recuerda, P. 1999. Visual communication and sexual selection in a nocturnal bird species, *Caprimulgus ruficollis*, a balance between crypsis and conspicuousness. *Wilson Bulletin* 111: 340-345.
- Aragonés, J., Recuerda, P. & Arias de Reyna, L. 2001. Loose nesting aggregation in the red-necked nightjar *Caprimulgus ruficollis*. *Ardeola* 48 (1): 11-18.
- Araújo, A. 1995. *Estrutura de uma geotransversal entre Brinches e Mourão (Zona de Ossa-Morena): implicações na evolução geodinâmica da margem sudoeste do Terreno Autóctone Ibérico*. Tese de Doutoramento, Departamento de Geociências da Universidade de Évora, 200 p.
- Austin, M. 2007. Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling* 200(1-2): 1-19.
- Barrow, W.C., Chen, C-C., Hamilton, R.B., Ouchley, K. & Spengler, T.J. 2000. Disruption and restoration of en route habitat, a case study: the Chenier Plain. *Studies in Avian Biology* 20: 71-87.
- Battin, J. 2004. When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology* 18 (6): 1482-1491.

- Bellier, E., Certain, G., Planque, B., Monestiez, P. & Bretagnolle, V. 2010. Modelling habitat selection at multiple scales with multivariate geostatistics: an application to seabirds in open sea. *Oikos* 119: 988-999.
- Bengtsson, J., Nilsson, S.G., Franc, A. & Menozzi, P. 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132: 39-50.
- Bergmann, H-H. & Helb, H-W. 1982. *Stimmen der Vögel Europas*. BLV Verlagsgesellschaft, Munich, West Germany.
- Bergmeier, E. & Dimopoulos, P. 2004. Wood pasture in an ancient submediterranean oak forest. *Ecologia Mediterranea* 30: 5-14.
- Bertolino, S. 2006. Microhabitat use by garden dormice during nocturnal activity. *Journal of Zoology* 272: 176-182.
- Beven, G. 1973. Studies of less familiar birds 171: Red-necked Nightjar. *British Birds* 66: 390-6.
- Bibby, C., Burgess, N., Hill, D. & Mustoe, S. 2000. *Bird census techniques*. Academic Press, San Diego, CA.
- BirdLife International 2004. *Birds in Europe: Population Estimates, Trends and Conservation Status*. BirdLife Conservation Series nº 10, BirdLife International, Cambridge.
- BirdLife International 2008. *Caprimulgus ruficollis*. In IUCN 2008. *2008 IUCN Red List of Threatened Species*. <www.iucnredlist.org>. consultado em 29 de Março de 2009.
- Blanchet, A. 1957. Oiseaux de Tunisie. *Mémoires de la Société des Sciences Naturelles de Tunisie* 1(2): 93-216.
- Block, W.M. & Brennan, L.A. 1993. The habitat concept in ornithology: Theory and applications. *Current Ornithology* 11: 35-91.
- Brower, L. P., & S. B. Malcolm. 1991. Animal migrations: endangered phenomena. *American Zoologist* 31: 265-276.
- Buckland, S.T. & Elston, D.A. 1993. Empirical models for spatial distribution of wildlife. *Journal of Applied Ecology* 30: 478-495.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2002. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. 2nd edition. Springer-Verlag, New York.
- Cabral, M.J. (coord.) 2006. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- Calvão, T. & Palmeirim, J.M. 2004. Mapping Mediterranean scrub with satellite imagery: biomass estimation and spectral behaviour. *International Journal of Remote Sensing* 25: 3113-3126.
- Capelo, J. 2003. *Conceitos e métodos da fitossociologia. Formulação contemporânea e métodos numéricos de análise da vegetação*. Estação Florestal Nacional, Sociedade Portuguesa de Ciências Florestais, Oeiras, 107pp.
- Cardonnier, P. 1976. Étude du cycle annuel des avifaunes par la méthode des "points d'écoute". *Alauda* 44: 169-180.

Carvalho, D., Correia, M. & Inverno, C. 1976. Contribuição para o conhecimento geológico do Grupo Ferreira-Ficalho. Suas relações com a Faixa Piritosa e o Grupo do Pulo do Lobo. *Memórias e Notícias do Museu do Laboratório de Mineralogia da Faculdade de Ciências da Universidade de Coimbra* 82: 145-169.

Carvalhosa, A. 1983. Esquema Geológico do Maciço de Évora. *Comunicações dos Serviços Geológicos de Portugal* 69(2): 201-208.

Castro, J., Zamora, R., Hódar J.A., Gómez, J.M. & Gómez-Aparicio, L. 2004. Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in Mediterranean mountains: a 4-year study. *Restoration Ecology* 12: 352-358.

Catry, P., Costa, H., Elias, G. & Matias, R. 2010. *Aves de Portugal. Ornitologia do Território Continental*. Assírio e Alvim, Lisboa.

Ceballos, P. & Purroy, F.J. 1977. *Pajaros de nuestros campos y bosques*. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid.

Chapin III, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C. & Diaz, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.

Chappuis, C. 1979. Emissions vocales nocturnes des oiseaux d'Europe. *Alauda* 47: 277-99.

Chase, J.M. & Leibold, M.A. 2003. *Ecological niches: linking classical and contemporary approaches*. University of Chicago Press.

Cleere, N. 1998. *Nightjars. A guide to Nightjars and related nightbirds*. Pica Press. Sussex.

Clements, J. 1981. *Birds of the world: a checklist*. London, Croom Helm.

Cody, M.L. 1985. *Habitat selection in birds*. Academic Press, Orlando, FL U.S.A.

Cornell, K.L. 2007. *Scale-dependent mechanisms of habitat selection and demography for a forest songbird in a heterogeneous landscape*. Dissertation for the degree of Doctor of Philosophy, University of Vermont.

Couto, M.A.G. (ed.) 2011. *Atlas climático ibérico*. Agencia Estatal de Meteorología del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino e o Instituto de Meteorologia de Portugal.

Cramp, S. (ed.) 1985. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the western Palearctic*. Vol 4. Oxford University Press, Oxford, U.K.

Crespo-Blanc, A. & Orozco, M. 1988. The Southern Iberian Shear Zone; a major boundary in the Hercynian folded belt. *Tectonophysics* 148: 221-227.

Cuttelod, A., García, N., Abdul Malak, D., Temple, H. & Katariya, V. 2008. The Mediterranean: a biodiversity hotspot under threat. In Vié, J.-C., Hilton-Taylor, C. & Stuart, S.N. (eds). *The 2008 Review of The IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN Gland, Switzerland.

d'Abreu, A.C., Pinto-Correia, T. & Oliveira, R. 2004. *Contributos para a identificação e caracterização da paisagem em Portugal Continental*. Vol I-V, Coleção Estudos 10. Direcção Geral de Ordenamento do Território e Desenvolvimento Urbano. Lisboa.

- Danchin, E., Boulinier, T. & Massot, M. 1998. Conspecific reproductive success and breeding habitat selection: Implications for the study of coloniality. *Ecology* 79: 2415-2428.
- Del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. (eds.) 1999. *Handbook of the Birds of the World (Barn Owls to Hummingbirds)*, Vol. V. Lynx Editions, Barcelona.
- Deppe, J.L., & Rotenberry, J.T. 2008. Scale dependent habitat use by fall migratory birds: vegetation structure, floristics, and geography. *Ecological Monographs* 78 (3): 461-487.
- DGF 1990. Inventário florestal do sobreiro. *Estudos e Informação* n.º 300. Direcção Geral das Florestas, Lisboa.
- DGF 2006. *Incêndios Florestais*. Relatório de 2005. Direcção Geral dos Recursos Florestais, Lisboa.
- DGOTDU 2007. *Programa Nacional da Política de Ordenamento do Território*. Relatório. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Lisboa.
- Dias, A.S., Dias, L.S. & Pereira, I.P. 1989. *Cistus ladanifer* (esteva). Caracterização e perspectivas de utilização. *Actas do II Congresso áreas protegidas*. SNPRCN, Lisboa.
- Díaz, M., Pulido, F.J. & Marañón, T. 2003. Diversidad biológica en los bosques mediterráneos ibéricos: relaciones con el uso humano e importancia para la sostenibilidad de los sistemas adehesados. In Campos, P. & Montero, G. (eds.) *Beneficios comerciales y ambientales de la repoblación y la regeneración del arbolado del monte mediterráneo*. CIFOR-INIA, Madrid.
- Donovan, T.M. & Thompson III, F.R. 2001. Modeling the ecological trap hypothesis: a habitat and demographic analysis for migrant songbirds. *Ecological Applications* 11: 871-882.
- Dwernychuk, L.W. & Boag, D.A. 1972. Ducks nesting in association with gulls: an ecological trap? *Canadian Journal of Zoology* 50: 559-563.
- Eden, C.P. 1991. *Tectonostratigraphic analysis of the Northern Extent of the Oceanic Exotic Terrane, Northwestern Huelva Province, Spain*. PhD thesis, University of Southampton, 281 pp.
- Ehrlich, P.R., Dobkin, D.S., Wheye, D. & Pimm, S.L. 1994. *The Birdwatcher's Handbook – A Guide to the Natural History of the Birds of Britain and Europe*. Oxford University Press, Oxford.
- Equipa Atlas 2008. *Atlas das aves nidificantes em Portugal*. Assírio e Alvim.
- Etchécopar, R.D. & Hübner, F. 1967. *The Birds of North Africa from the Canary Islands to the Red Sea*. Oliver & Boyd, Edinburgh.
- Fenton, M.B. 1984. Echolocation: implications for ecology and evolution of bats. *Quarterly Review of Biology* 59: 33-53.
- Ferguson-Lees, I.J. 1970. In Gooders, J. (ed.) *Birds of the World, Volume 1*. Hamlyn, London.
- Fernández, N., Delibes, M. & Palomares, F. 2006. Landscape evaluation in conservation: Molecular sampling and habitat modelling for the Iberian lynx. *Ecological Applications* 16: 1037-1049.

- Ferreira, F. 2000. The cork oak condition in Portugal. In Oszako, T., Delatour, C. (eds) *Recent advances on oak health in Europe*. Forest Research Institute. Warsaw.
- Fonseca, P. 1995. *Estudo da Sutura Varisca no SW Ibérico nas Regiões de Serpa-Beja-Torrão e Alvão-Viana do Alentejo*. Tese de Doutoramento, Departamento de Geologia da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, 325 p.
- Fonseca, P. & Ribeiro, A. 1993. The tectonics of the Beja - Acebuches Ophiolite: a major suture in the Iberian Variscan Fold Belt. *Geologische Rundschau* 3: 440 - 447.
- Forero, M.G., Tella, J.L. & García, L. 1995. Age related evolution of sexual dimorphism in the Red-necked Nightjar *Caprimulgus ruficollis*. *Journal of Ornithology* 136: 447-451.
- Forsman, J.T., Mönkkönen, M., Helle, P. & Inkeröinen, J. 1998. Heterospecific attraction and food resources in migrants' breeding patch selection in northern boreal forest. *Oecologia* 115: 278-286.
- Franklin, J.F. 1989. Importance and justification of long-term studies in ecology. In Likens, G.E. (ed) *Long-term Studies in Ecology*. Springer-Verlag, New York: 3-19.
- Franzeb, K. 1977. Inventory techniques for sampling avian populations. Technical note, U.S.D.I. Bureau of Land Management. *T/N 307 Filing Code* 6611: 1-17.
- Freemark, K.E., Bert, D. & Villard, M.A. 2002. Patch-, landscape-, and regional-scale effects on biota. In Gutzwiller, K.J.(ed.). *Applying landscape ecology in biological conservation*. Springer, New York, New York, USA: 58-83.
- Fretwell, S.D. 1972. *Populations in a seasonal environment*. Princeton University Press, Princeton.
- Fretwell, S.D. & Lucas, H.L. Jr 1970. On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. I. Theoretical development. *Acta Biotheoretica* 19: 16-36.
- Friedel, M.H. 1991. Range condition assessment and the concept of thresholds: a viewpoint. *Journal of Range Management* 44(5): 422-426.
- Fuller, M.R. & Mosher, J.A. 1981. Methods of detecting and counting raptors: a review. In Ralph, C.J. & Scott, J.M (eds.). *Estimating numbers of terrestrial birds. Studies in Avian Biology* Nº 6. Cooper Ornithological Society. The Blackburn Press, New Jersey, USA.
- Furness, R.W. & Greenwood, J.J.D. (eds.) 1993. *Birds as monitors of environmental change*. Chapman & Hall, London.
- George, T.L., & Zack, S. 2001. Spatial and temporal considerations in restoring habitat for wildlife. *Restoration Ecology* 9: 272-279.
- Giese, V., Reitz, E. & Walter, R. 1988. Contributions to the stratigraphy of the Pulo do Lobo succession in Southwest Spain. *Comunicações dos Serviços Geológicos de Portugal* 74: 79-84.
- Gill, J.A., & Sutherland, W.J. 2000. Predicting the consequences of human disturbance from behavioural decisions. In Gosling, L.M. & Sutherland, W.J. (eds.). *Behaviour and Conservation*. Cambridge University Press. Cambridge: 51-64.
- Gonçalves, J. 1991. *Fitocenoses espontâneas dos sobreirais alentejanos: factores ambientais e dinâmica da vegetação associada a condições de mortalidade das árvores*.

Relatório Final do Curso de Eng.º Silvicultor, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.

Graf, R.F., Bollmann, K., Suter, W. & Bugmann, H. 2005. The importance of spatial scale in habitat models: Capercaillie in the Swiss Alps. *Landscape Ecology* 20 (6):703-717.

Grant, G.S. 1982. Avian incubation: egg temperature, nest humidity, and behavioral thermoregulation in a hot environment. *Ornithological Monographs* N.º.30. American Ornithologist Union.

Gray, L.J. 1993. Response of insectivorous birds to emerging aquatic insects in riparian habitats of a tallgrass prairie stream. *The American Midland Naturalist* 129: 288–300.

Gregory, P.T., Macartney, J.M. & Larsen, K.W. 1987. Spatial patterns and movements. In Seigel, R.A., Collins, J.T. & Novak, S.S. (eds.). *Snakes: ecology and evolutionary biology*. Macmillan. New York: 366–395.

Guisan, A. & Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993–1009.

Harrison, C. & Castell, P. 2002. *Collins Field Guide: Bird Nests, Eggs and Nestlings of Britain and Europe*. HarperCollins, London.

Hidalgo, J. 1974. Noticiário de la Avifauna (Notas Breves). *Ardeola* 20: 363.

Hildén, O. 1965. Habitat selection in birds: a review. *Annales Zoologici Fennici* 2: 53–75.

Hobbs, N.T. 1996. Modification of ecosystems by ungulates. *Journal of Wildlife Management* 60(4): 695-713.

Holmes, R.T., & Robinson, S.K. 1981. Tree species preferences of foraging insectivorous birds in a northern hardwoods forest. *Oecologia* 48: 31–35.

Holmgren, M., Segura, A.M. & Fuentes, E.R. 2000. Limiting mechanisms in the regeneration of the Chilean matorral: experiments on seedling establishment in burned and cleared mesic sites. *Plant Ecology* 147: 49-57.

Huntsinger, L. & Bartolome, J.W. 1992. Ecological dynamics of *Quercus* dominated woodlands in California and southern Spain: a state transition model. *Vegetatio* 99-100: 299-305.

Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. –Cold Spring Harbor Symp. Quant. Biol. 22: 415–427. Reprinted in 1991: Classics in theoretical biology. *Bulletin of Mathematical Biology* 53: 193–213.

Hutto, R.L. 1985. Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds. In Cody, M.L. (ed.). *Habitat selection in birds*. Academic Press, Orlando, Florida, USA: 455–476.

ICN 2006. *Plano Sectorial Rede Natura 2000*. Fichas de caracterização ecológica e de gestão, Fauna, Aves. ICN.
http://www.icn.pt/psrn2000/caracterizacao_valores_naturais/FAUNA/aves/Caprimulgus%20ruficollis.pdf
consultado em 29 de Março de 2009

Jackson, H.D. 1984. Aspects of the breeding biology of the Fierynecked Nightjar. *Ostrich* 56: 236-276.

- Jackson, H.D. 1985. Commentary and observations on the alleged transportation of eggs and young by Caprimulgids. *Wilson Bulletin* 97: 381-385.
- Jetz, W., Steffen, J. & Linsenmair, K.E. 2003. Effects of light and prey availability on nocturnal, lunar and seasonal activity of tropical nightjars. *Oikos* 103: 627-639.
- Johnson, D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61: 65-71.
- Johnson, R.R., Brown, R.T., Haight, L.T. & Simpson, J.M. 1981. Playback recordings as a special avian censusing technique. In Ralph, C.J. & Scott, J.M. (eds.). *Estimating numbers of terrestrial birds*. Studies in Avian Biology N° 6. Cooper Ornithological Society. The Blackburn Press, New Jersey, USA.
- Jones, J. 2001. Habitat selection in avian ecology: a critical review. *Auk* 118: 557-562.
- Jones, J., Debruyn, R.D., Barg, J.J. & Robertson, R.J. 2001. Assessing the effects of natural disturbance on a neotropical migrant songbird. *Ecology* 82: 2628-2635.
- Keast, A. 1990. The annual cycle and activity on the breeding grounds in a Canadian broad-leaved deciduous forest bird community. In Keast, A. (ed.). *Biogeography and Ecology of Forest Bird Communities*. SPB Academic Publishing. The Hague: 197-214.
- Keinath, D.A. & Hayward, G.D. 2003. Red-backed vole (*Clethrionomys gapperi*) response to disturbance in subalpine forests: use of regenerating patches. *Journal of Mammalogy* 84: 956-966.
- Koenig, A. 1895. Beiträge zur Ornithologie Algeriens. *Journal für Ornithologie* 43: 113-238
- Kokko, H. & Sutherland, W.J. 2001. Ecological traps in changing environments: ecological and evolutionary consequences of a behaviourally mediated Allee effect. *Evolutionary Ecology Research* 3: 537-551.
- Kotliar, N. & Wiens, J. 1990. Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos* 59: 253-260.
- Kramer-Schadt, S., Revilla, E., Wiegand, T., 2005. Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: Projects with a future or misunderstood wildlife conservation? *Biological Conservation* 125: 169-182.
- Kristan III, W.B. 2003. The role of habitat selection behavior in population dynamics: source-sink systems and ecological traps. *Oikos* 103: 457-468.
- Kristan III, W.B. 2006. Sources and expectations for hierarchical structure in bird-habitat associations. *Condor* 108(1):5-12.
- Lanyon, S.M. & Thompson, C.F. 1986. Site fidelity and habitat quality as determinants of settlement pattern in male Painted Buntings. *The Condor* 88: 206-210.
- Levin, S. 1992. The problem of pattern in ecology. *Ecology* 73: 1943-1967.
- Lindenmayer, D.B., Fischer, J. & Hobbs, R. 2007. The need for pluralism in landscape models: a reply to Dunn and Majer. *Oikos* 116: 1419-1421.
- Litvaitis, J.A., Titus, K. & Anderson, E.M. 1994. Measuring vertebrate use of terrestrial habitats and foods. In Bookhout, T.A. (ed.). *Research and management techniques for wildlife and habitats*. The Wildlife Society. Bethesda, MD U.S.A.: 254-271.

Madroño, A., González, C. & Atienza, J.C. (eds.) 2004. *Libro Rojo de las aves de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza . Ministerio de Medio Ambiente / SEO / BirdLife, Madrid.

Makatsch, W. 1976. *Die Eier der Vögel Europas. Band 2*. Neumann-Neudamm, Melsungen.

Manly, B.F.J., McDonald, L.L. & Thomas, D.L. 1993. *Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies*. Chapman and Hall, London.

Marra, P.P., Hobson, K.A. & Holmes, R.T. 1998. Linking winter and summer events in a migratory bird by using stable-carbon isotopes. *Science* 282: 1884-1886.

Martin, G. 1990. *Birds by night*. T & AD Poyser. London.

Martin, T.E. 1993. Nest predation and nest sites: New perspectives on old patterns. *Bioscience* 43: 523-532.

Mazzoleni, S., Pasquale, G., Mulligan, M., Martino, P. & Rego, F. (eds.) 2004. *Recent dynamics of the Mediterranean vegetation and landscape*. Wiley, Chichester.

McCollin, D. 1998. Forest edges and habitat selection in birds: A functional approach. *Ecography* 21: 247-260.

McCoy, E.D. & Bell, S.S. 1991. Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. In Bell, S.S., McCoy, E.D. & Mushinsky, H.R. (eds.). *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space*. Chapman and Hall, pp. 3-27.

McCullagh, P. & Nelder, J.A. 1989. *Generalized linear models. 2nd edition. Monographs on statistics and applied Probability Number 37*. Chapman and Hall, London.

McIntosh, A.R. 2000. Aquatic predator-prey interactions. In Collier, K.J. & Winterbourn, M.J. (eds.). *New Zealand Stream Invertebrates: Ecology and Implications for Management*. New Zealand Limnological Society. Christchurch: 125-155.

McIntyre, N.E. 1997. Scale-dependent habitat selection by the darkling beetle *Eleodes hispilabris* (Coleoptera: Tenebrionidae). *American Midland Naturalist* 138: 230-235.

McNaughton, S. J. 1992. The propagation of disturbance in savannas through food webs. *Journal of Vegetation Science* 3: 301- 314.

Mills, A.M. 1986. The influence of moonlight on the behavior of goatsuckers (Caprimulgidae). *The Auk* 103: 370-378.

Ministerio de Medio Ambiente 2003. *Catalogo Nacional de Especies Amenazadas*. Caprimulgus ruficollis Temminck, 1820. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Mira, A., Moreira, F., Costa, J.L., Almeida, P.R. & Dias, S. 1994. *Estudo de impacte ambiental: Empreendimento de fins múltiplos do Alqueva-Vertebrados terrestres*. Eco-Lógica, Lisboa.

Misenhelter, M.D. & Rotenberry, J.T. 2000. Choices and consequences of habitat occupancy and nest site selection in Sage Sparrows. *Ecology* 81: 2892-2901.

Montero, G., Torres, E. & Cañellas, I. 1994. Regeneración de alcornocales. Síntesis bibliográfica. *Ecología* 8: 271-283.

- Morris, D.W. 2003. Toward an ecological synthesis: a case for habitat selection. *Oecologia* 136: 1-13
- Morrison, M.L., Mannan, R.W. & Dorsey, G.L. 1981. Effects of number of circular plots on estimates of avian density and species richness. In Ralph, C.J. & Scott, J.M. (eds.). *Estimating numbers of terrestrial birds*. Studies in Avian Biology Nº 6. Cooper Ornithological Society. The Blackburn Press, New Jersey, USA.
- Morrison, M.L., Marcot, B.G. & Mannan, R.W. 1998. *Wildlife-habitat relationships: concepts and applications*. University of Wisconsin Press, Madison, WI U.S.A.
- Mullarney K., Svensson L., Zetterström D. & Grant P.J. 2003. Guia de Aves. Assírio & Alvim, Lisboa.
- Muller, K.L., Stamps, J.A., Krishnan, V.V. & Willits, N.H. 1997. The effects of conspecific attraction and habitat quality on habitat selection in territorial birds (*Troglodytes aedon*). *The American Naturalist* 150: 650-661.
- Mulligan, M., Burke, S.M. & Ramos, M.C. 2004. Climate change, land-use change and the "desertification" of Mediterranean Europe. In Mazzoleni, S., di Pasquale, G., Mulligan, M., di Martino, P. & Rego, F. (eds.) Recent dynamics of the Mediterranean vegetation and landscape. Wiley, Chichester.
- Munhá, J., Oliveira, J.T., Ribeiro, A., Oliveira, V., Quesada, C. & Kerrich, R. 1986. Beja - Acebuches Ophiolite, characterization and geodynamic significance. *Maleo*: 213-231.
- Murakami, M. & Nakano, S. 2002. Indirect effect of aquatic insect emergence on a terrestrial insect population through bird predation. *Ecology Letters* 5: 333-337.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Natividade, J.V. 1950. *Subericultura*. Ministério da Economia, Lisboa.
- Naveh, Z. 1990. Ancient man's impact on the Mediterranean landscape in Israel - ecological and evolutionary perspectives. In Bottema, S., Entjes-Nieborg, G. & Van Zeist, W. (eds.) *Man's role in the shaping of the East Mediterranean Landscape*. AA Balkema, Rotterdam: 43-50.
- Nebel, S. & Lank, D.B. 2003. Cross-seasonal and cross-disciplinary studies of migratory shorebirds. *Wader Study Group Bulletin* 100: 118-121.
- Neu, C.W., Byers, C.R. & Peek, J.M. 1974. A technique for analysis and utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 38: 541-545.
- Newton, I. 1998. *Population limitation in birds*. Academic Press, San Diego, CA
- Nice, M.M. 1941. The Role of Territory in Bird Life. *The American Midland Naturalist* 26(3): 441-487.
- Noble, I.R. & Slatyer, R.O. 1980. The subject of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43: 5-21.
- Nocera, J.J., Forbes, G.J. & Milton, G.R. 2008. The relevance of local-scale relationships to habitat management and landscape patterns. *Avian Conservation and Ecology - Écologie et Conservation des Oiseaux* 3 (1): 4.

- Noss, R.F., O'Connell, M.A. & Murphy, D.D. 1997. *The science of conservation planning: Habitat conservation under the endangered species act*. Island Press, Washington.
- O'Connor, R.J. 1984. *The growth and development of birds*. Wiley, New York.
- Odum, E.P. 1969. Strategy of Ecosystem Development. *Science* 164: 262-270.
- Oliveira, J.T., Cunha, T.A., Streel, M. & Vanguetaine, M. 1986. Dating the Horta da Torre Formation, a new lithostratigraphic unit of the Ferreira-Ficalho Group, South Portuguese Zone: Geological consequences. *Comun. Serv. Geol. Port.* 72 (1,2): 129-135.
- Oliveira, V. & Piçarra, J.M. 1986. Litoestratigrafia do Anticlinório de Moura-Ficalho (Zona de Ossa Morena). *Maleo* 2 (13): 33.
- Pacala, S. & Roughgarden, J. 1982. Spatial heterogeneity and interspecific competition. *Theoretical Population Biology*. 21: 92–113.
- Parmenter, R.R., Parmenter, C.A. & Cheney, C.D. 1989. Factors influencing microhabitat partitioning among coexisting species of arid-land darkling beetles (*Tenebrionidae*): behavioral responses to vegetation architecture. *Southwestern Naturalist* 34: 319–329.
- Pastor, J. & Naiman R. J. 1992. Selective foraging and ecosystem processes in boreal forests. *American Naturalist* 139: 691-705.
- Pausas, J.G. 2004. Changes in fire and climate in the Eastern Iberian Peninsula (Mediterranean Basin). *Climatic Change* 63: 337-350.
- Pearce, J.L., Cherry, K., Drielsma, M., Ferrier, S. & Whish, G. 2001. Incorporating expert opinion and fine-scale vegetation mapping into statistical models of faunal distribution. *Journal of Applied Ecology* 38: 412–424.
- Pearce, J.L., Kirk, D.A.P., Lane, C.P., Mahr, M.H., Walmsley, J., Casey, D., Muir, J.E., Hannon, S., Hansen, A. & Jones, K. 2008. Prioritizing avian conservation areas for the Yellowstone to Yukon Region of North America. *Biological Conservation* 141(4): 908-924.
- Pearson, R. & Dawson, T. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimatic envelop models useful? *Global Ecology & Biogeography* 12: 361-371.
- Pedro, J., Araújo, A., Fonseca, P. & Munhá, J. 2006. Ofiolitos e metamorfismo de alta pressão. In Dias, R., Araújo, A., Terrinha, P. & Kullberg, J. (eds.). *Geologia de Portugal no contexto da Ibéria*. Univ. Évora. Évora: 195-206.
- Pennak, R.W., 1978. *Freshwater invertebrates of the United States*. 2nd Edition. John Wiley and Sons, New York.
- Penteriani, V., Mathiaut, M. & Boisson, G. 2002. Immediate species responses to catastrophic natural disturbances: windthrow effects on density, productivity, nesting stand choice, and fidelity in northern goshawks (*Accipiter gentilis*). *Auk* 119: 1132-1137.
- Pereira, H.M., Domingos, T., Vicente, L. & Proença, V. 2009. *Ecossistemas e bem-estar humano - Avaliação para Portugal do Millenium Ecosystem Assessment*. Fundação da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa e Escolar Editora, Lisboa.
- Pereira, Z., Fernandes, P. & Oliveira, J.T. 2006. Upper Devonian palynostratigraphy and organic matter maturation of the Pulo do Lobo Domain, South Portuguese Zone, Portugal. *Comunicações Geológicas* 93: 23-38.

- Perevolotsky, A. & Seligman, N.G. 1998. Degradation of Mediterranean rangeland ecosystems by grazing: Inversion of a paradigm. *BioScience*, 48: 1007-1017.
- Pickett, S.T.A. & Cadenasso, M.L. 1995. Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems. *Science* 269: 331-334.
- Pidgeon, A.M., Radeloff, V.C. & Mathews, N.E. 2003. Landscape scale patterns of Black-throated Sparrow (*Amphispiza bilineata*) abundance and nest success. *Ecological Applications* 13: 530-542.
- Poizat, G. & Pont, D. 1996. Multi-scale approach to species-habitat relationships: Juvenile fish in a large river section. *Freshwater Biology* 36: 611-622.
- Prodon, R. & Lebreton, J.D. 1981. Breeding avifauna of a Mediterranean succession: the holm oak and cork oak series in the eastern Pyrenees, 1. Analysis and modeling of the structure gradient. *Oikos* 37: 21-38.
- Puigdefabregas, J. & Mendizabal, T. 1998. Perspectives on desertification: western Mediterranean. *Journal of Arid Environments* 39: 209-224.
- Pulliam, H.R. 1988. Sources, sinks and population regulation. *American Naturalist* 132: 652-661.
- Pulliam, H.R. & Danielson, B.J. 1991. Sources, sinks, and habitat selection: A landscape perspective on population dynamics. *American Naturalist* 137(Supplement): 50-66.
- Putz, F.E. & Canham, C.D. 1992. Mechanisms of arrested succession in shrublands: root and shoot competition between shrubs and tree seedlings. *Forest Ecology and Management* 49: 267-275.
- Quesada, C., Fonseca, P., Munhá, J., Oliveira, J.T. & Ribeiro, A. 1994. The Beja - Acebuches Ophiolite: Geological characterization and geodynamic significance. *Boletín Geológico y Minero* 105: 3-49.
- R Development Core Team 2007. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna. <http://www.r-project.org>
- Rabaça, J.E. 1995. *Métodos de censo de aves: aspectos gerais, pressupostos e princípios de aplicação*. Publicação 1. SPEA, Lisboa.
- Rabaça, J.E. & Roque, I. 2007. *Técnicas de Amostragem de Fauna, Módulo Aves: texto de apoio*. Doc. LABOR 003/07, Universidade de Évora.
- Reid, R.S., Bedelian, C., Said, M.Y., Kruska, R.L., Mauricio, R.M., Castel, V., Olson, J. & Thornton, P.K. 2010. Global livestock impacts on biodiversity. In Steinfeld, H., Mooney, H.A., Schneider, F. & Neville, L.E. (eds.). *Livestock in a changing landscape: drivers, consequences, and responses*. Volume 1. Island Press, Washington.
- Riitters, K.H., O'Neill, R.V. & Jones, K.B. 1997. Assessing habitat suitability at multiple scales: a landscape-level approach. *Biological Conservation* 81(1-2): 191-202.
- Rivas-Martínez, S. 2004. *Global Bioclimatics (versión 27-08-2004)*. Phytosociological Research Center. http://www.globalbioclimatics.org/book/bioc/global_bioclimatics_0.htm

- Robles, H., Ciudad, C., Vera, R., Olea, P.P., Purroy, F.J. & Matthysen, E. 2007. Sylvopastoral management and conservation of the middle spotted woodpecker at the south-western edge of its distribution range. *Forest Ecology and Management* 242 (2-3): 343-352.
- Rotenberry, J.T. 1985. The role of habitat in avian community composition: Physiognomy or floristics? *Oecologia* 67: 213–217.
- Rottenborn, S.C. 1999. Predicting the impacts of urbanization on riparian bird communities. *Biological Conservation* 88: 289-299.
- Rounsevell, M.D.A., Ewert, F., Reginster, I., Leemans, R. & Carter, T.R. 2005. Future scenarios of European agricultural land use II. Projecting changes in cropland and grassland. *Agriculture Ecosystems and Environment* 107: 117-135.
- Row, J. R. & Blouin-Demers, G. 2006. Thermal quality influences habitat selection at multiple spatial scales in milksnakes. *Ecoscience* 13: 443–450.
- Rufino, R. (coord.) 1989. *Atlas das Aves que Nidificam em Portugal Continental*. Centro de Estudos de Migrações e Protecção das Aves, Serviço Nacional de Parques Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- Saab, V. 1999. Importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forests: a hierarchical analysis. *Ecological Applications* 9: 135–151.
- Santos, C.P. 2000. Succession of breeding bird communities after the abandonment of agricultural fields in south-east Portugal. *Ardeola* 47(2): 171-181.
- Sarmiento, F.O. 1997. Arrested succession in pastures hinders regeneration of Tropandean forests and shreds mountain landscapes. *Environmental Conservation* 24: 14-23.
- Sawyer, H., Nielson, R.M., Lindzey, F. & McDonald, L.L. 2006. Winter habitat selection of mule deer before and during the development of a natural gas field. *Journal of Wildlife Management* 70: 396–403.
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J.A., Folke, C. & Walker, B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413: 591-596.
- Schlaepfer, M.A, Runge, M.C. & Sherman, P.W. 2002. Ecological and evolutionary traps. *Trends in Ecology & Evolution* 17: 474-480.
- Schneider, D.C. 1994. *Quantitative Ecology: Spatial and Temporal Scaling*. Academic Press, Toronto.
- Schröder, B. & Seppelt, R. 2006. Analysis of pattern-process interactions based on landscape models – overview, general and concepts, and methodological issue. *Ecological Modelling* 199: 505-516.
- SEO/BirdLife 2006. *Seguimiento de aves nocturnas en España. Programa NOCTUA. Informe 2005*. SEO/BirdLife, Madrid. <http://www.seo.org/media/docs/informe%20censos%202005_1_17.pdf> consultado em 29 de Março de 2009
- Sick, H. 1993. *Birds in Brazil. A Natural History*. Princeton University Press. Princeton.
- Silva J.B., Oliveira J.T. & Ribeiro A. 1990. South Portuguese Zone. Structural outline. In Dallmeyer RD, Martinez-Garcia, E. (eds.). *Pre-Mesozoic geology of Iberia*. Springer-Verlag. Berlin Heidelberg New York: 348-362.

- Silva, J.S. (ed.) 2007. *Árvores e Florestas de Portugal – Guia de Campo*. As árvores e os arbustos de Portugal continental. Público, Comunicação Social, SA.
- Silva, T. & Geraldles, D. 1994. *Estudo sobre as populações nidificantes de noitibó na área de Pancas, Alcochete*. Relatório de Progresso para o ICN. Não publicado. Lisboa.
- Silva, T. & Reino, L.M. 1996. Selecção de habitat de duas espécies simpátricas de noitibós: noitibó da Europa *Caprimulgus europaeus* e noitibó-de-nuca-vermelha *Caprimulgus ruficollis*. *Actas do II Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*. SPEA, Lisboa.
- Silva, T., Reino, L.M., Borralho, R. & Rego, F. 1999. Factores que influenciam a actividade vocal do noitibó-de-nuca-vermelha *Caprimulgus ruficollis*. *Actas do II Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*. SPEA, Lisboa.
- Simmons, J.A. & Stein, R.A. 1980. Acoustic imaging in bat sonar: echolocation signals and the evolution of echolocation. *Journal of Comparative Physiology* 135: 61-84.
- Soares, A. 1973. Sobre *Caprimulgus europeus* e *C. ruficollis* em Portugal (Aves, Caprimulgiformes). *Arquivos Museu Bocage* 4: 215-233.
- Sonerud, G.A. 1985. Nest hole shift in Tengmalm's Owl *Aegolius funereus* as defense against nest predation involving long-term memory in the predator. *Journal of Animal Ecology* 54: 179-192.
- Sousa, W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15: 353-391.
- Stamps, J.A. 1988. Conspecific attraction and aggregation in territorial species. *The American Naturalist* 131: 329-347.
- Strauss, B., & Biedermann, R. 2007. Evaluating temporal and spatial generality: How valid are species-habitat relationship models? *Ecological Modeling* 204: 104-114.
- Sutherland, W.J., Newton, I. & Green, R. 2004. *Bird Ecology and Conservation – A Handbook of Techniques*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Sutherland, W.J. & Parker, G.A. 1985. Distribution of unequal competitors. In Sibly, R.M. & Smith, R.H. (eds.). *Behavioural ecology: ecological consequences of adaptive behaviour*. Blackwell Scientific. Oxford, UK: 255-273.
- Tabachnick, B.G. & Fidell, L.S. 1996. *Using Multivariate Statistics*. 3rd Edition. Harper-Collins. New York.
- Theodoratus, D.H. & Chiszar, D. 2000. Habitat selection and prey odor in the foraging behavior of Western Rattlesnakes (*Crotalus viridis*). *Behaviour* 137: 119-135.
- Thogmartin, W.E., & Knutson, M.G. 2007. Scaling local species-habitat relations to the larger landscape with a hierarchical spatial count model. *Landscape Ecology* 22 (1): 61-75.
- Thomas, D.L. & Taylor, E.J. 2006. Study Designs and Tests for Comparing Resource Use and Availability II. *The Journal of Wildlife Management* 70 (2): 324-336.
- Tomé, R. & Silva, T. 1994. Métodos de censo de aves nocturnas. In Almeida, J. & Rufino, R. (eds.). *Métodos de censos e atlas de aves*. SPEA, Lisboa: 23-30.

- Tucker, G.M. & Evans, M.L., 1997. *Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment*. BirdLife International (BirdLife Conservation Series nº 6). Cambridge, U.K.
- Tucker, G.M. & Heath, M.F. 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International (BirdLife Conservation Series n.º 3). Cambridge, U.K.
- Turner, M.G. 2005. Landscape ecology: What is the state of the science? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36: 319-344.
- Van Emden, H.F. 2008. *Statistics for terrified biologists*. Blackwell Publishing, Malden.
- Vicente, A.M. & Alés, R.F. 2006. Long term persistence of dehesas. Evidences from history. *Agroforestry Systems* 67: 19-28.
- Wagner, H. & Fortin, M. 2005. Spatial analysis of landscapes: concept and statistics. *Ecology* 86: 1975-1987.
- Whitaker, P.B. & Shine, R. 2002. Thermal biology and activity patterns of the eastern brownsnake (*Pseudonaja textilis*): a radiotelemetric study. *Herpetologica* 58: 436-462.
- Wiens, J.A. 1985. Habitat selection in variable environments: shrub-steppe birds. In Cody, M.L. (ed.). *Habitat Selection in Birds*. Academic Press, New York: 227-251.
- Wiens, J. A. 1989a. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3: 385-397.
- Wiens, J.A. 1989b. *The ecology of bird communities*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Wiens, J.A. & Rotenberry, J.T. 1981. Habitat associations and community structure of birds in shrubsteppe environments. *Ecological Monographs* 51: 21-41.
- Wiens, J.A. & Rotenberry, J.T. 1985. Response of breeding passerine birds to rangeland alteration in a North American shrubsteppe locality. *Journal of Applied Ecology* 22: 655-668.
- Wilson, E.O. 1975. *Sociobiology: the new synthesis*. Harvard University Press, Cambridge.
- Wilson, J.B. & Agnew, A.D.Q. 1992. Positive-feedback switches in plant communities. *Advances in Ecological Research* 23: 263-335.
- Witherby, H.F., Jourdain, F.C.R., Ticehurst, N.F. & Tucker, B.W. 1938. *The Handbook of British Birds* 2. H.F. & G. Witherby, London.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N. & Smith, G.H. 2007. *Analyzing Ecological Data. Statistics for Biology and Health Series*. Springer.

Anexo I

FICHA DE CAMPO

Ponto: 2 Data: ____ / ____ / ____ Hora Início: ____ : ____ Lua visível: ____

Aurora: ____ : ____ Ocaso: ____ : ____ Nascer da Lua: ____ : ____ Zénite: ____ : ____ Pôr da Lua: ____ : ____

Fase da Lua:

	☾
--	---

	◯
--	---

	☾
--	---

	●
--	---

 Altura da Lua: _____ Zénite: _____

Nebulosidade:

	0%
--	----

	1-25%
--	-------

	26-50%
--	--------

	51-75%
--	--------

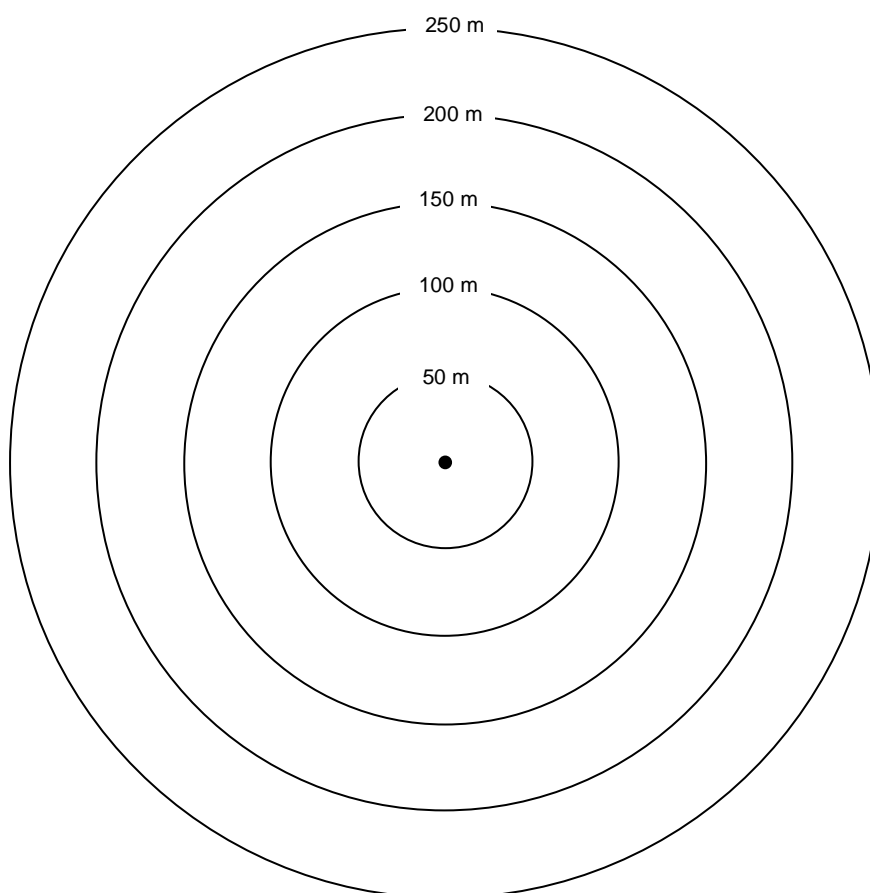
	76-100%
--	---------

 Vento: ____ m/s

Temperatura Máxima: ____ ° C

Temperatura Mínima: ____ ° C

Temperatura no local: ____ ° C



Anexo II

Dados astronómicos e meteorológicos obtidos nos pontos de amostragem, juntamente com os registos dos contactos efetuados com machos a cantar.

Ponto	Data	Hora	Nascimento do Sol	Ocaso do Sol	Nascimento da Lua	Ocaso da Lua	Fase Lunar	Nebulosidade	Lua Visível	Vento m/s	Nº de Contactos	Total Contactos
1	03-Jun	00:35	05:13	19:57	16:09	02:12	☾	1-25%	SIM	0,8	1	1
	13-Jul	02:11	05:23	20:02	22:58	11:07	☉	1-25%	SIM	2,4	0	
2	14-Jun	01:38	05:11	20:03	*	11:15	☉	26-50%	SIM	0,9	0	0
	01-Jul	00:28	05:16	20:05	15:06	00:44	☾	1-25%	SIM	1,1	0	
3	30-Jun	22:43	05:15	20:06	14:01	00:16	☾	0%	SIM	2,6	1	1
	15-Jul	01:14	05:24	20:01	23:53	13:14	☉	0%	SIM	0,7	0	
4	12-Jun	05:02	05:11	20:02	23:20	09:16	☉	1-25%	SIM	2,1	0	0
	12-Jul	01:45	05:22	20:02	22:35	10:07	☉	0%	SIM	1,8	0	
5	10-Jun	04:56	05:12	20:01	22:21	07:16	☉	0%	SIM	1,1	1	1
	13-Jul	02:33	05:23	20:02	22:58	11:07	☉	1-25%	SIM	2,6	0	
6	10-Jun	04:30	05:12	20:01	22:21	07:16	☉	0%	SIM	1,7	2	2
	12-Jul	01:16	05:22	20:02	22:35	10:07	☉	0%	SIM	1,9	1	
7	14-Jun	02:25	05:11	20:03	*	11:15	☉	26-50%	SIM	0	2	2
	13-Jul	02:56	05:23	20:02	22:58	11:07	☉	1-25%	SIM	2	0	
8	09-Jun	00:35	05:12	20:01	21:45	06:18	☉	1-25%	SIM	0	3	3
	02-Jul	01:01	05:16	20:05	16:09	01:15	☾	0%	SIM	0,7	1	
9	09-Jun	21:28	05:12	20:01	21:45	06:18	☉	1-25%	SIM	0,7	2	2
	01-Jul	22:17	05:16	20:05	15:06	00:44	☾	1-25%	SIM	1,1	0	
10	14-Jun	04:41	05:11	20:03	*	11:15	☉	1-25%	SIM	0	1	1
	06-Jul	22:13	05:18	20:04	19:44	04:11	☾	0%	SIM	2,4	0	
11	12-Jun	04:25	05:11	20:02	23:20	09:16	☉	0%	SIM	0	3	3
	08-Jul	22:48	05:20	20:04	20:55	06:08	☉	0%	SIM	0,4	0	
12	13-Jun	04:37	05:11	20:02	23:44	10:15	☉	76-100%	NÃO	1,7	2	2
	01-Jul	22:53	05:16	20:05	15:06	00:44	☾	0%	SIM	1,9	0	
13	14-Jun	04:05	05:11	20:03	*	11:15	☉	1-25%	SIM	0,5	3	3
	12-Jul	00:45	05:22	20:02	22:35	10:07	☉	0%	SIM	0,3	0	
14	30-Jun	21:12	05:15	20:06	14:01	00:16	☾	0%	SIM	0,4	0	0
	15-Jul	02:11	05:24	20:01	23:53	13:14	☉	0%	SIM	0,9	0	
15	11-Jun	02:26	05:11	20:01	22:53	08:16	☉	0%	SIM	0,7	0	0
	02-Jul	00:29	05:16	20:05	16:09	01:15	☾	0%	SIM	0,2	0	
16	03-Jun	00:15	05:13	19:57	16:09	02:12	☾	1-25%	SIM	0,2	3	3
	08-Jul	02:07	05:20	20:04	20:55	06:08	☉	0%	SIM	0,1	0	
17	13-Jun	01:35	05:11	20:02	23:44	10:15	☉	76-100%	SIM	0,3	2	2
	07-Jul	01:15	05:19	20:04	20:22	05:09	☉	0%	SIM	1,3	1	
18	11-Jun	01:56	05:11	20:01	22:53	08:16	☉	0%	SIM	0,8	0	0
	02-Jul	23:47	05:16	20:05	16:09	01:15	☾	0%	SIM	2,1	0	
19	09-Jun	01:31	05:12	20:01	21:45	06:18	☉	1-25%	SIM	0	0	0
	07-Jul	23:57	05:19	20:04	20:22	05:09	☉	0%	SIM	1,6	0	
20	12-Jun	01:01	05:11	20:02	23:20	09:16	☉	1-25%	SIM	0	1	1
	02-Jul	23:19	05:16	20:05	16:09	01:15	☾	0%	SIM	0,7	1	
21	03-Jun	23:51	05:13	19:57	16:09	02:12	☾	1-25%	SIM	1,2	1	1
	13-Jul	01:39	05:23	20:02	22:58	11:07	☉	1-25%	SIM	1,9	0	
22	11-Jun	01:27	05:11	20:01	22:53	08:16	☉	0%	SIM	0,7	3	3
	07-Jul	00:32	05:19	20:04	20:22	05:09	☉	0%	SIM	3,6	3	
23	04-Jun	22:37	05:13	19:58	17:13	02:41	☾	1-25%	SIM	0,4	3	3
	14-Jul	02:00	05:24	20:01	23:24	12:09	☉	0%	SIM	1,3	1	
24	11-Jun	00:46	05:11	20:01	22:53	08:16	☉	0%	SIM	0,9	4	4
	12-Jul	02:31	05:22	20:02	22:35	10:07	☉	0%	SIM	2,5	2	
25	03-Jun	22:23	05:13	19:57	16:09	02:12	☾	1-25%	SIM	2,2	2	2
	13-Jul	01:04	05:23	20:02	22:58	11:07	☉	1-25%	SIM	1,9	0	

Ponto	Data	Hora	Nascimento do Sol	Ocaso do Sol	Nascimento da Lua	Ocaso da Lua	Fase Lunar	Nebulosidade	Lua Visível	Vento m/s	Nº de Contactos	Total Contactos
26	04-Jun	21:45	05:13	19:58	17:13	02:41	☾	1-25%	SIM	1,4	2	2
	14-Jul	01:26	05:24	20:01	23:24	12:09	☉	0%	SIM	0,1	1	
27	03-Jun	21:30	05:13	19:57	16:09	02:12	☾	1-25%	SIM	2,3	2	2
	13-Jul	00:24	05:23	20:02	22:58	11:07	☉	1-25%	SIM	2,6	0	
28	02-Jun	00:04	05:13	19:56	15:04	01:46	☾	0%	SIM	0,1	4	4
	07-Jul	23:30	05:19	20:04	20:22	05:09	☉	0%	SIM	0,7	0	
29	14-Jun	03:02	05:11	20:03	*	11:15	☉	26-50%	SIM	0,2	1	1
	09-Jul	00:44	05:20	20:04	21:23	07:08	☉	0%	SIM	1,2	0	
30	13-Jun	02:23	05:11	20:02	23:44	10:15	☉	76-100%	NÃO	0	0	0
	08-Jul	00:02	05:20	20:04	20:55	06:08	☉	0%	SIM	0	0	
31	09-Jun	02:26	05:12	20:01	21:45	06:18	☉	1-25%	SIM	0	2	2
	02-Jul	22:40	05:16	20:05	16:09	01:15	☾	0%	SIM	0,2	2	
32	09-Jun	03:01	05:12	20:01	21:45	06:18	☉	1-25%	SIM	0	0	0
	07-Jul	22:59	05:19	20:04	20:22	05:09	☉	0%	SIM	1,1	0	
33	14-Jun	03:36	05:11	20:03	*	11:15	☉	1-25%	SIM	0,3	2	2
	12-Jul	00:20	05:22	20:02	22:35	10:07	☉	0%	SIM	2,6	0	
34	12-Jun	03:52	05:11	20:02	23:20	09:16	☉	0%	SIM	0	1	1
	06-Jul	22:49	05:18	20:04	19:44	04:11	☾	1-25%	SIM	2	0	
35	13-Jun	03:59	05:11	20:02	23:44	10:15	☉	76-100%	NÃO	0,4	3	3
	08-Jul	23:21	05:20	20:04	20:55	06:08	☉	0%	SIM	1,6	1	
36	02-Jun	23:13	05:13	19:56	15:04	01:46	☾	0%	SIM	1,1	0	1
	01-Jul	23:26	05:16	20:05	15:06	00:44	☾	0%	SIM	2,2	1	
37	12-Jun	03:21	05:11	20:02	23:20	09:16	☉	1-25%	SIM	0	2	2
	06-Jul	23:18	05:18	20:04	19:44	04:11	☾	1-25%	SIM	1,5	0	
38	10-Jun	03:45	05:12	20:01	22:21	07:16	☉	0%	SIM	1,1	0	0
	15-Jul	01:43	05:24	20:01	23:53	13:14	☉	0%	SIM	0,7	0	
39	02-Jun	22:10	05:13	19:56	15:04	01:46	☾	0%	SIM	0,6	1	1
	06-Jul	23:42	05:18	20:04	19:44	04:11	☾	1-25%	SIM	0,7	0	
40	12-Jun	02:44	05:11	20:02	23:20	09:16	☉	1-25%	SIM	0,3	1	1
	09-Jul	23:33	05:20	20:04	21:23	07:08	☉	0%	SIM	0	0	
41	10-Jun	02:47	05:12	20:01	22:21	07:16	☉	0%	SIM	1,3	0	0
	08-Jul	01:34	05:20	20:04	20:55	06:08	☉	0%	SIM	0,2	0	
42	13-Jun	03:30	05:11	20:02	23:44	10:15	☉	76-100%	NÃO	0	1	1
	09-Jul	00:16	05:20	20:04	21:23	07:08	☉	0%	SIM	0,1	0	
43	10-Jun	03:09	05:12	20:01	22:21	07:16	☉	0%	SIM	0	1	1
	08-Jul	00:34	05:20	20:04	20:55	06:08	☉	0%	SIM	0	0	
44	12-Jun	02:13	05:11	20:02	23:20	09:16	☉	1-25%	SIM	0,1	1	1
	06-Jul	00:13	05:18	20:04	19:44	04:11	☾	26-50%	SIM	1,3	0	
45	13-Jun	02:57	05:11	20:02	23:44	10:15	☉	76-100%	NÃO	1,1	1	1
	12-Jul	23:54	05:22	20:02	22:35	10:07	☉	0%	SIM	1,2	0	
46	02-Jun	21:29	05:13	19:56	15:04	01:46	☾	1-25%	SIM	2,7	0	0
	09-Jul	23:03	05:20	20:04	21:23	07:08	☉	0%	SIM	1,4	0	
47	10-Jun	02:00	05:12	20:01	22:21	07:16	☉	0%	SIM	0,7	3	3
	08-Jul	01:03	05:20	20:04	20:55	06:08	☉	0%	SIM	0,4	0	
48	12-Jun	01:37	05:11	20:02	23:20	09:16	☉	1-25%	SIM	0	3	3
	06-Jul	00:48	05:18	20:04	19:44	04:11	☾	26-50%	SIM	2,1	0	
49	10-Jun	01:05	05:12	20:01	22:21	07:16	☉	0%	SIM	0	2	2
	01-Jul	23:54	05:16	20:05	15:06	00:44	☾	1-25%	SIM	0,4	1	
50	30-Jun	21:58	05:15	20:06	14:01	00:16	☾	0%	SIM	0,6	1	1
	14-Jul	00:43	05:24	20:01	23:24	12:09	☉	0%	SIM	1,3	1	

* Nessas noites a lua não nasceu.